Logiciel d'évaluation des pertes en composés azotés vers les eaux souterraines et superficielles
Rapport final: synthèse des activités de développement
Banton, Larocque, Surateau, Villeneuve
INRS-Eau, Novembre 1993

Dossier No 3333.13.90.04
Ministère de l'Environnement du Québec
Direction de la recherche et des technologies environnementales
2360, chemin Ste-Foy, Sainte-Foy, Québec, G1V 4H2

Programme d'aide à la recherche et au développement en environnement
Volet d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PARDE-PAAGF)

Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers
Développement d'un outil d'évaluation

Rapport Final
Synthèse des activités de développement du logiciel AgriFlux

par

Olivier Banton
Marie Larocque
Fabienne Surateau
Jean-Pierre Villeneuve

Novembre 1993

Institut National de la Recherche Scientifique, INRS-Eau
2800, Einstein, CP 7500, Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7

Rapport Scientifique INRS-Eau No R-380-b

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS

Ce rapport final constitue la synthèse des activités ayant conduit au développement d'un outil d'évaluation des pertes de composés azotés vers les eaux souterraines et superficielles en milieu agricole. Le logiciel développé, AgriFlux, permet l'évaluation des flux d'eau et d'azote entraînés vers les systèmes d'eaux souterraines et superficielles, au travers du ruissellement de surface et du drainage agricole souterrain. Il est entre autres particulièrement adapté à la problématique de la valorisation agricole des fumiers et lisiers aux champs.

AgriFlux (version 1.0) et son manuel d'utilisateur sont disponibles sur demande à l'INRS-Eau (CP 7500, Ste-Foy, Québec, G1V 4C7, Canada) auprès du professeur Olivier Banton (frais de reproduction et d'envoi de 250$).

Ce projet a été réalisé dans la cadre d'une subvention de recherche et développement du ministère de l'Environnement du Québec (Programme PARDE-PAAGF) durant les années 1990 à 1993. Ce projet a donné lieu à trois rapports scientifiques d'étape et un manuel d'usager du logiciel:

BANTON, O., LAFRANCE, P., CAMARA, O. et J.P. VILLENEUVE. 1991. Evaluation des pertes en composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers. Développement d'un outil d'évaluation. Rapport d'étape No 1. Revue bibliographique. INRS-Eau. Rapport scientifique n° R-309. 72 p.

BANTON, O., CHAPDELAINE, M.-C., LAROCQUE, M., TRÉPANIER, L., et VILLENEUVE, J.P. 1992. Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers: développement d'un outil d'évaluation. Rapport d'étape No 2: Établissement des hypothèses. Rapport INRS-Eau R-349. 92 p.

BANTON, O., LAROCQUE, M., SURATEAU, F., et VILLENEUVE, J.P. 1993. Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers: développement d'un outil d'évaluation. Rapport d'étape No 3: Développement de l'outil. Rapport INRS-Eau R-379. 58 p.

BANTON, O., LAROCQUE, M., SURATEAU, F., et VILLENEUVE, J.P. 1993. Evaluation des pertes de composés azotés dans les eaux souterraines lors de l'épandage des fumiers et lisiers: développement d'un outil d'évaluation. Le logiciel AgriFlux: Manuel d'usager. Rapport INRS-Eau R-380-a. 100 p.

L'équipe de recherche remercie particulièrement le ministère de l'Environnement du Québec pour son support financier au développement de cet outil, ainsi que les différents membres du comité de supervision pour leur appui technique et moral et leurs pertinentes remarques.

RÉSUMÉ

Ce rapport constitue la synthèse des activités ayant conduit au développement d'un outil d'évaluation des pertes de composés azotés vers les eaux souterraines et superficielles en milieu agricole. Ce projet a été réalisé dans la cadre d'une subvention de recherche et développement du ministère de l'Environnement du Québec (Programme PARDE-PAAGF) durant les années 1990 à 1993. Ce projet visait le développement d'un outil d'évaluation qui prenne en compte les caractéristiques du milieu naturel québécois et la nature des fumiers et lisiers. Il s'inscrit dans la problématique actuelle de la valorisation des fumiers et lisiers par leur épandage aux champs. L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines et superficielles à la contamination par l'azote doit être faite en tenant compte du cheminement et de l'évolution dans le sol des différentes formes azotées provenant des fumiers.

Durant sa première phase, ce projet a dressé l'état des connaissances concernant la contamination des eaux par les fertilisants, les méthodes d'évaluation des risques, les processus régissant le devenir de l'azote dans le sol et les eaux, et finalement les outils et modèles pouvant être appliqués à cette problématique. La deuxième phase a été consacrée à l'établissement des hypothèses de développement d'un outil d'évaluation basé sur la simulation des processus. Premièrement, l'applicabilité de la modélisation mathématique a été testée à l'aide du modèle SOILN sur des données d'un site expérimental suivi dans le cadre de ce projet. Dans une deuxième étape, l'importance de la variabilité spatiale des processus impliqués dans le devenir de l'azote a été évaluée au travers du suivi sur le site expérimental des concentrations en azote dans le temps et dans l'espace. Ceci a confirmé la nécessité de la prise en compte de cette variabilité spatiale pour l'évaluation des risques de vulnérabilité. Troisièmement, les processus et paramètres conditionnant le devenir de l'azote et déterminant de ce fait la fiabilité de l'évaluation réalisée ont été identifiés. Ceci a été effectué par une analyse de sensibilité sur les paramètres du logiciel SOILN.

La troisième phase a été consacrée au développement et au test du logiciel AgriFlux. De conception totalement nouvelle, ce logiciel orienté vers la gestion (et non pas vers la recherche scientifique comme par exemple le logiciel SOILN) a été développé en langage C et sous environnement Windows, lui assurant à la fois une excellente convivialité et une grande vitesse de calcul. Ce logiciel AgriFlux intègre la variabilité spatiale des paramètres et tous les processus pertinents du cycle de l'azote. AgriFlux a ensuite été appliqué avec succès sur deux années de données expérimentales mesurées au champ dans le cadre de ce projet. Le logiciel AgriFlux permet l'évaluation des flux d'eau et d'azote entraînés vers les systèmes d'eaux souterraines et superficielles, au travers du ruissellement de surface et du drainage agricole souterrain. Il est particulièrement adapté à la problématique de la valorisation agricole des fumiers et lisiers aux champs

MOTS-CLÉS

Azote, fertilisation, fumiers, lisiers, pollution, contamination, évaluation, gestion, modèle, logiciel

1. INTRODUCTION

Ce projet s'inscrit dans la problématique actuelle de la valorisation des fumiers et lisiers par leur épandage aux champs. La valorisation agronomique de plus en plus intensive au Québec de ces fumures organiques naturelles soulève depuis tout récemment de nombreuses questions concernant l'impact de ces épandages sur la qualité des différents éléments des agro-écosystèmes.

Parmi ces éléments, les eaux tant souterraines que superficielles sont apparues comme des ressources vulnérables à l'utilisation excessive ou irrationnelle des fumiers et lisiers comme source d'azote en agriculture. Cette vulnérabilité à la contamination par les formes azotées est fonction de nombreux facteurs incluant les propriétés de l'azote, la pédogéochimie, l'hydrologie et l'hydrogéologie, les pratiques agricoles et l'épandage de fumiers et lisiers, ainsi que l'usage prévu de l'eau comme source d'eau d'alimentation ou d'irrigation et sa vocation naturelle de support aux écosystèmes aquatiques.

L'objectif d'une étude de la vulnérabilité d'un système d'eau est de quantifier le potentiel de risque de contamination, ainsi que ses conséquences possibles sur la qualité et l'exploitation de l'eau. Une telle étude permet d'identifier les éléments nécessaires, tant pour la prévention que pour les mesures à mettre en place lorsque des composés indésirables affectent l'utilisation des ressources. La détermination de la vulnérabilité conduit à devoir évaluer le potentiel de détérioration de la ressource. Ceci peut se faire en considérant la quantité d'intrants susceptible d'atteindre la ressource, et ainsi de compromettre la qualité de l'eau. Cette quantité convertible en concentration peut être comparée à des critères de potabilité et d'exploitation de la ressource.

1.1 Rappel des objectifs et de la méthodologie prévue pour l'étude
(selon la proposition initiale déposée au Menviq)

Ce projet visait le développement d'un outil d'évaluation qui prenne en compte les caractéristiques du milieu naturel québécois et la nature des fumiers et lisiers. L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines et superficielles à la contamination par l'azote doit être faite en tenant compte du cheminement et de l'évolution dans le sol des différentes formes azotées provenant des fumiers.

Les utilisateurs potentiels visés par l'outil développé (en langage C) sous la forme d'un logiciel d'évaluation des risques d'arrivée des intrants dans les eaux souterraines par l'épandage de fumier étaient les différents intervenants de l'agriculture ou de l'environnement responsables de la régie des fumiers ou de la qualité de l'eau souterraine. Ces principaux intéressés visés étaient donc les responsables des ministères de l'agriculture et de l'environnement, ainsi que les agronomes en région. Un tel outil devait permettre ainsi une régie des fumiers plus efficace, et donc plus sécuritaire pour la santé tant de la population humaine que du bétail d'élevage.

La première étape prévue du travail visait une revue bibliographique approfondie de toutes les méthodes d'évaluation et de contrôle des risques d'arrivée d'intrants dans les eaux lors des épandages de fumiers. Cette phase devait permettre de dégager l'importance réelle des problèmes dans le contexte québécois, et de définir l'attente des différents intervenants des milieux agricoles ou environnementalistes. On accorderait une importance particulière à la transformation des composés azotés dans la zone non saturée du sol, en fonction des principales méthodes d'épandage des fumiers utilisées au Québec.

Le calcul permettant l'évaluation des risques devait être développé en tenant compte des approches existantes et des attentes des intervenants. Il serait basé sur les processus régissant le devenir des composés des fumiers dans les sols typiques du Québec. Il intégrerait les hypothèses les plus récentes dans ce domaine, tant au niveau chimique, physique et biologique, qu'à celui des techniques mathématiques les plus adéquates. On considérerait en particulier la prédiction du transport vertical des composés azotés dans la zone non saturée du sol, ainsi que les différentes formes de résolution de l'équation du transport (analytique, numérique, stochastique).

Il serait ensuite intégré en un logiciel convivial qui permettrait à l'utilisateur de réaliser l'évaluation des risques. Ce logiciel faciliterait l'utilisation de l'outil en proposant différentes approches du problème, en regard des principales pratiques d'épandage employées au Québec. Il faciliterait l'entrée des données, de même que la visualisation des résultats, et fonctionnerait sur ordinateur individuel de type IBM-PC et compatible. Une version pour ordinateur type VAX 11/780 serait aussi réalisée.

L'équipe de développement du logiciel ainsi que d'autres personnes extérieures à celle-ci, devraient procéder ensuite au test du logiciel sur des données publiées dans la littérature scientifique ou disponibles dans des rapports des différents ministères. Des intervenants seraient invités à participer et à intervenir activement au niveau de cette étape. Le logiciel disponible depuis l'étape précédente pourrait être testé indépendamment par tous ceux qui le souhaiteraient. Le logiciel sera présenté aux différents intervenants invités par l'équipe de recherche et par les ministères associés au projet et participant financièrement à sa réalisation.

Les applications du logiciel devraient alors lieu sur des sites choisis en accord avec les intervenants ministériels. Certains de ces sites devraient correspondre aux conditions et aux séries de sol les plus fréquentes au Québec, d'autres à des conditions particulières mais existantes au Québec. Pour cela, l'expertise des responsables des deux ministères concernés serait mise à contribution. En plus de l'étude sur des sites actuels d'épandage de fumier, les applications devraient conduire à déterminer les zones agricoles susceptibles à l'arrivée d'intrants, en fonction des pratiques d'épandage utilisées dans ces régions.

1.2 Méthodologie réellement utilisée dans l'étude

Durant l'avancée du projet, la méthodologie prévue a été ajustée pour prendre en compte d'une part l'état et les progrès des connaissances scientifiques et techniques, et d'autre part les remarques et suggestions formulées par le comité de suivi.

Ainsi, le projet a conduit durant sa première année de réalisation à dresser l'état des connaissances au niveau des problèmes de contamination des eaux par les activités de fertilisation, au niveau des méthodes d'évaluation des risques, au niveau des processus régissant le devenir de l'azote dans le sol et les eaux, et finalement au niveau des outils et modèles pouvant être appliqués à cette problématique.

La deuxième année a été consacrée à l'établissement des hypothèses de développement d'un outil d'évaluation basé sur la simulation des processus. Premièrement, on a testé l'applicabilité de la modélisation mathématique sur des données obtenues sur un site expérimental suivi dans le cadre de ce projet. Pour cela, le modèle de recherche SOILN a été appliqué. Dans une deuxième étape, nous avons évalué l'importance de la variabilité spatiale des processus impliqués dans le devenir de l'azote au travers du suivi des concentrations en azote dans le temps et dans l'espace (verticalement et horizontalement) sur ce même site expérimental. Ceci a confirmé la nécessité de la prise en compte de la variabilité spatiale pour l'évaluation des risques de vulnérabilité. Troisièmement, nous avons identifié les processus et paramètres conditionnant le devenir de l'azote et déterminant de ce fait la fiabilité de l'évaluation réalisée. Ceci a été effectué par une analyse de sensibilité du logiciel SOILN.

La troisième année a été consacrée au développement et au test du logiciel d'évaluation AgriFlux. De conception totalement nouvelle, ce logiciel orienté vers la gestion (et non pas vers la recherche scientifique comme par exemple le logiciel SOILN) a été développé en langage C et sous environnement Windows, lui assurant à la fois une excellente convivialité et une grande vitesse de calcul. Ce logiciel AgriFlux intègre la variabilité spatiale des paramètres et tous les processus pertinents du cycle de l'azote. AgriFlux a ensuite été appliqué avec succès sur les deux années de données expérimentales mesurées au champ dans le cadre de ce projet.

Tout ce qui avait été prévu dans la proposition initiale a donc été réalisé. De plus, le projet a réalisé des activités supplémentaires très pertinentes et importantes, dont les principales sont une acquisition de données de concentrations sur un site expérimental durant deux années, une analyse de sensibilité du logiciel SOILN ayant permis l'identification indiscutable des processus dominants, et finalement le développement d'un logiciel très performant et convivial incluant des modules non prévus (tel que l'option drainage).

Par ailleurs, le projet a eu des impacts socio-économiques importants. Parmi ceux-ci, on peut noter le développement d'une expertise québécoise concernant les problèmes

environnementaux (se traduisant entre autres par l'obtention subséquentes d'autres subventions et contrats de recherche dans le domaine) et d'une expertise de niveau international reflétée par la publication d'articles scientifiques dans des revues internationales de premier plan. Par ailleurs, le projet a aussi concouru à la formation de spécialistes en environnement (trois mémoires de maîtrise réalisés) et au transfert des connaissances auprès des gestionnaires (six conférences scientifiques dans des congrès québécois et canadiens).

2. REVUE DE LA LITTÉRATURE ET ÉTABLISSEMENT DES HYPOTHÈSES

Cette première étape du travail a consisté en une revue bibliographique approfondie des méthodes d'évaluation et de contrôle des risques d'arrivée de nitrates dans les eaux suite à l'épandage de fumiers et lisiers (voir la liste des références bibliographiques consultées en fin de texte et les rapports scientifiques 1 à 3 précédemment cités). Cette phase a permis de préciser l'importance réelle des problèmes dans le contexte québécois, de définir les connaissances essentielles nécessaires pour la prise en compte des processus affectant le destin de l'azote dans le sol, et de dégager, parmi les approches prédictives actuelles, les principaux éléments de la modélisation du transport des nitrates vers les systèmes d'eau.

Cette étape se composait de quatre principales recherches se rapportant respectivement à la problématique de la contamination par les nitrates, au concept d'évaluation des risques, au cycle de l'azote dans le sol, et à la modélisation de son destin dans le sol et l'eau. Une revue critique des multiples approches et études a été réalisée en ce sens. Ceci constitue la base de réflexion à partir de laquelle ont été établis les choix concernant les processus et les approches mathématiques répondant le mieux aux besoins d'évaluation et donc à privilégier pour le développement d'un outil d'évaluation des pertes de composés azotés dans les eaux lors de l'épandage des fumiers et lisiers en milieu agricole. Ces choix reposent par ailleurs sur des hypothèses simplificatrices et leur nécessaire vérification-validation scientifique.

L'élaboration d'un outil d'évaluation des pertes de nitrates doit prendre en compte de nombreux aspects principalement liés aux comportements des agro-écosystèmes et des contaminations diffuses, à l'optimisation des rendements agricoles et à la gestion-utilisation de l'eau. La problématique du destin des nitrates dans les sols agricoles a la particularité de devoir considérer cette forme minérale de l'azote à la fois comme un nutriment essentiel aux cultures mais aussi comme un contaminant potentiel des eaux. En ce sens, les risques de contamination résulteront de la compétition entre le prélèvement par les plantes et l'entraînement par l'eau, en regard des besoins versus les apports. L'évaluation des risques de contamination doit ainsi prendre en compte a priori tous les concepts phénoménologiques liés au cycle de l'azote, aux interactions dans le système sol-eau-plante, et aux processus de transport avec l'eau.

2.1 Application des modèles mathématiques comme méthodes d'évaluation

La présente revue de littérature a permis de discuter de l'état des connaissances sur ces concepts et de dégager les principaux éléments qui peuvent être utilisés dans l'optique d'une méthodologie d'évaluation de la vulnérabilité des eaux. Cette approche critique a permis d'identifier les principaux éléments que doit prendre en compte un outil d'évaluation, en regard d'une part des conditions réelles rencontrées sur le terrain, et d'autre part des exigences liées à l'application pratique de l'évaluation.

Parmi les différentes méthodes d'évaluation de la vulnérabilité à la contamination, l'orientation du choix pour une de ces méthodes dépend principalement d'une part de l'objectif visé, et d'autre part du concept rattaché à la vulnérabilité. Il apparaît que le seul type de méthode pouvant répondre aux préoccupations et aux objectifs visés pour cette problématique est celui des modèles mathématiques de simulation du transport des contaminants dans les sols et les eaux souterraines. En effet, ce sont les seuls outils qui prennent en compte les processus physiques, chimiques et biologiques régissant le transport et la persistance de ces contaminants.

Ils fournissent, avec une précision dépendant bien entendu du modèle lui-même, des résultats ayant une réalité physique définie (concentration, masse cumulée, débit, temps, etc.), confrontables aux mesures réelles in situ. Leurs résultats peuvent être interprétés sans ambiguïté, par comparaison avec des références et des normes. Ce sont en ce sens des méthodes fiables et reproductibles qui, dans certains cas, peuvent être utilisées même par des non-spécialistes. Les résultats des modèles mathématiques se présentent généralement sous forme de valeurs représentant les concentrations ou les masses des contaminants présents dans l'eau. Ces résultats peuvent être représentés sous diverses formes: tableaux, courbes, profils, cartes d'isovaleurs, etc. Ces résultats, qui correspondent à des valeurs ayant une réalité physique pouvant être mesurée réellement, permettent donc leur comparaison à des valeurs de référence telles des critères ou des normes de qualité.

Définis comme des représentations simplifiées des systèmes réels, les modèles de simulation du transport des solutés dans les sols et les eaux souterraines peuvent être de types descriptifs, physiques, analogiques ou mathématiques. Ces derniers, du fait de l'avènement des ordinateurs et de leur capacité à prendre en compte tous les processus intervenant dans ce transport, sont devenus les plus usités. La plupart d'entre eux nécessitent des calculs complexes et longs, ce qui se traduit par des temps de calcul importants et par le besoin d'une grande capacité de mémoire des machines.

Les modèles mathématiques ne présentent pas tous la même approche. A l'opposé des modèles conceptuels basés sur les processus physiques régissant le déplacement de l'eau et des solutés dans le sol, les modèles empiriques utilisent des relations généralement simples établies sur les observations et les mesures de la réalité. Ce sont pour la plupart des modèles boîtes-noires, c'est-à-dire des systèmes pour lesquels il existe une relation entrées-sorties, mais à l'intérieur desquels aucune description des phénomènes engendrant cette relation n'est possible. Certains de ces modèles peuvent donner de bons résultats, tels ceux représentant des phénomènes simples où peu d'éléments entrent en jeu. Ces modèles sont généralement réservés à un usage limité, pour lequel des modèles plus complexes ne sont pas nécessaires.

L'avantage des modèles conceptuels est qu'ils reposent sur la compréhension des processus et leur représentation sous forme de lois physiques. Lorsque ces processus sont nombreux, les modèles sont complexes. Il est alors souvent nécessaire de faire

des hypothèses simplificatrices permettant de négliger l'effet d'un phénomène devant un autre. De nombreuses manières de classer les modèles conceptuels existent, suivant leur approche de la réalité, suivant les processus dont ils tiennent compte, suivant le mode de résolution de leurs équations, etc.. On différencie les modèles déterministes des modèles stochastiques; les premiers utilisant des valeurs ponctuelles pour chacun des paramètres, les seconds utilisant plutôt les distributions statistiques des valeurs de ces paramètres, fonction de leurs variabilités spatiale ou temporelle.

La plupart des modèles mathématiques de simulation utilisent l'équation différentielle du transport du soluté parfois couplée avec celle de l'écoulement. Ces deux équations sont basées sur le principe de la conservation de la masse et de l'énergie. L'équation du transport intègre des termes d'advection, de dispersion, d'adsorption, de dégradation, de transformation, de filiation, et autres. Chacun de ces termes est régi par une ou plusieurs lois physiques représentées par les équations correspondantes. Ainsi, la simulation passe souvent par la résolution d'un système d'équations, résolution qui peut être de ce fait très complexe. La complexité même de l'équation ou la nécessité d'un système d'équations ne permet pas toujours l'existence d'une solution analytique pour le problème, ce qui conduit alors à une résolution numérique des équations du transport et des processus associés.

2.2 Modèles de transport des formes azotées

Il est reconnu que, dans les phénomènes de recharge des nappes, la zone non saturée joue un rôle déterminant, aussi bien sur la quantité que sur la qualité des eaux transférées. Dans cette optique, le transport vertical des espèces azotées, particulièrement des nitrates, représente l'une des préoccupations majeures du point de vue de la vulnérabilité des nappes face à leur contamination potentielle. De même, le transport latéral de ces eaux dans la nappe ou dans les réseaux de drainage agricole souterrain génèrent des apports importants de nitrates aux eaux de surface.

La compréhension du comportement de l'azote dans les sols agricoles s'est grandement amélioré durant la dernière décennie. On attribue ceci à la combinaison de plusieurs événements, dont le développement d'ordinateurs puissants et de techniques numériques efficaces. Ces développements ont favorisé la mise en oeuvre de modèles prenant en compte les nombreux processus bio-physico-chimiques contrôlant le comportement de l'azote dans l'environnement. Les principaux processus affectant le transport et le destin des espèces azotées dans la zone non saturée du sol sont l'advection, la dispersion, la rétention et les transformations du cycle de l'azote. Ces processus ont fait récemment l'objet d'intenses efforts de modélisation numérique pour la prévision du mouvement des nitrates dans la zone non saturée et celle de leur lessivage vers les nappes phréatiques. Cependant, la modélisation déterministe du transport des espèces azotées néglige fréquemment l'influence de la variabilité des facteurs qui affectent les propriétés du sol et les processus de transformation.

Parmi les approches actuelles de modélisation concernant le devenir de l'azote dans le sol et l'eau souterraine, deux tendances peuvent être différenciées. En effet, suivant que la finalité principale soit l'étude des processus régissant ce devenir, ou l'étude de la disponibilité ou de l'impact de ce devenir dans le sol et les eaux, alors l'approche résultante sera une approche de recherche ou une approche de gestion. Ces deux approches fondamentalement différentes dans leur finalité le sont aussi pour les outils de modélisation développés.

Actuellement, les modèles de recherche sont les plus nombreux. Ils sont développés et utilisés par des scientifiques pour des fins de recherche plus fondamentales qu'appliquées. Ils sont basés sur les connaissances les plus précises et actuelles concernant les processus de transport et de transformation de l'azote. Destinés à vérifier les hypothèses concernant les processus, ils privilégient la précision, le réalisme et la fiabilité mais au prix d'une complexité extrême, d'un nombre très important de paramètres, et de temps de calcul souvent considérables même avec des machines très puissantes. Ainsi, leur utilisation dans un contexte plus appliqué de gestion est compromise si ce n'est impossible, principalement à cause des temps élevés de calcul, mais aussi et surtout à cause du nombre impressionnant de paramètres nécessaires pour la modélisation, paramètres généralement jamais mesurés dans les cas réels au champ. Leur complexité limite leur utilisation sur des sites où les caractéristiques sont connues de manière extensive.

On distingue trois catégories parmi les modèles de recherche. Les modèles de transport mettent l'accent sur les processus de migration de l'azote (lessivage, volatilisation). Les modèles axés sur la matière organique s'intéressent à la disponibilité de l'azote minéral pour les plantes et aux processus de minéralisation dans le sol. Enfin, les modèles sol-plante étudient le cycle de l'azote et sa distribution entre le sol et la plante (quantité assimilée, matière sèche produite, facteurs limitants, ...). Ces modèles de recherche, bien que devenant de plus en plus performants du fait de la puissance croissante des machines informatiques, demeurent cependant des outils de recherche et peu d'entre eux ont été appliqués sur des cas réels et comparés à des mesures de terrain. La plupart des applications ont été réalisées par les concepteurs des modèles et ont été limitées à un contexte d'application.

Les modèles mécanistes utilisent une modélisation fidèle du devenir des formes azotées dans le sol et l'eau. Ceci nécessite que l'on décrive précisément les processus physique, thermique et chimique affectant l'azote dans le milieu dans des conditions généralement non saturées. Ceci est généralement réalisé pour les modèles phénoménologiques par l'utilisation des équations différentielles qui contrôlent le flux de l'eau, le transport de la chaleur et des solutés. Les équations représentant les processus de transformation tiennent compte des différents coefficients des cinétiques de nitrification, de dénitrification et de minéralisation de l'azote organique. Les équations de réaction prennent en compte les cinétiques d'adsorption, les fonctions d'absorption par les plantes et de volatilisation. Le système d'équations (y compris les équations secondaires) doit alors être résolu

numériquement par une méthode mathématique, telle celle des différences finies ou celle des éléments finis. Ce sont des méthodes très puissantes, mais nécessitant des techniques mathématiques sophistiquées, des algorithmes puissants, et des temps de calculs très longs. Ces modèles sont donc généralement développés pour répondre à des besoins de recherche, et se prêtent très difficilement à un usage de gestion.

A l'opposé, les modèles de gestion se veulent des outils destinés à être utilisés par des intervenants non nécessairement spécialistes de la modélisation. Les modèles existants sont principalement destinés à l'optimisation fertilisation-rendement des cultures. Aucun, à notre connaissance, n'a été développé dans un objectif environnementaliste, c'est-à-dire pour minimiser l'impact de la fertilisation sur le sol et l'eau souterraine. Généralement, leur traitement mathématique est simple et souvent basé sur les régressions des comportements observés les années précédentes. Souvent destinés à un type de culture et spécifiques à un site, ces modèles sont peu exigeants en données d'entrée et s'avèrent pratiques dans un cadre d'application spécifique.

Le lessivage des nitrates fait intervenir un grand nombre de phénomènes qu'il ne paraît pas possible dans l'état actuel des connaissances de traduire par quelques concepts simples, comme cela peut être fait pour le flux de l'eau dans le sol. De plus, la prise en compte de l'ensemble des phénomènes physiques de façon trop détaillée entraîne, en plus d'une grande complexité mathématique, la nécessité d'acquérir une quantité de paramètres qu'il est difficile d'obtenir dans tous les cas.

Les approches de modélisation des modèles à réservoirs résultent donc d'un compromis entre une représentation précise de certains processus et une représentation empirique pour d'autres, tant au niveau du cycle de l'eau que pour celui de l'azote. La fonction production de nitrates est construite à partir de réservoirs de bilan et de réservoirs de transfert comme peut l'être aussi la fonction production d'eau du modèle. Un modèle à réservoirs ne permet pas de simuler le profil en azote dans le sol, mais seulement de calculer une sortie à partir des entrées. Le contenu en azote peut cependant être connu sous ses différentes formes chimiques. Le calcul de la production de nitrates se fait dans le réservoir sol correspondant à la zone racinaire. Le flux d'eau qui traverse ce réservoir entraîne alors un flux de nitrate. Ces deux flux rentrent ensuite dans un deuxième réservoir correspondant à une couche plus profonde. Le bilan des différents éléments azotés dans un tel réservoir sol est donc réalisé au moyen d'un système d'équations décrivant les divers bilans.

Trois catégories de données d'entrée sont introduites dans un modèle:
- les données de précipitations, de ruissellement, d'infiltration et de réserve en eau du sol;
- les données agricoles que sont les apports d'éléments azotés par épandage d'engrais ou de fumiers, et les pratiques culturales;
- les données pédologiques que sont l'épaisseur, la densité et la capacité au champ du sol.

Les paramètres sont de trois catégories:
- la consommation potentielle en azote par les cultures et le coefficient d'absorption;
- les coefficients de vitesse des quatre transformations biochimiques internes qui jouent des rôles indirects dans le calcul des flux de lessivage et de prélèvement des nitrates;
- les coefficients de correction des coefficients précédents en fonction de la température du sol.

Ces paramètres proviennent de la littérature, des mesures au champ, ou sont obtenus par calage du modèle.

Les résultats de sortie des modèles sont principalement des flux de ruissellement et de lessivage des nitrates et la consommation en azote nitrique par les cultures. Ces deux résultats sont les plus importants pour caractériser le comportement du système sol-eau-plante et également les mieux contrôlables. De plus, les modèles permettent le calcul de la réserve en éléments azotés des différents compartiments du sol et les flux des transformations biochimiques internes.

2.3 Hypothèses simplificatrices de modélisation

Le cycle de l'azote est d'une extrême complexité. Compte tenu de l'insuffisance des connaissances actuelles sur certains phénomènes, du manque de données pour leur prise en compte dans une modélisation et pour illustrer leurs importances relatives les uns par rapport aux autres, certaines simplifications sont généralement apportées pour la modélisation. Ces simplifications n'ont pas nécessairement été apportées pour le développement de l'outil d'évaluation des risques associés à l'épandage des fumiers.

(1) Ne disposant généralement pas de données sur la composition de l'azote organique du sol, de nombreux modèles la considère comme homogène et la présente sous une forme unique dont la composition moyenne reflète la partie minéralisable durant l'échelle de temps considérée par la simulation.
(2) L'état actuel des connaissances et la disponibilité des données ne permet pas toujours la prise en compte des phénomènes d'échange sol-atmosphère. Ainsi, il est souvent supposé que les termes d'entrée (précipitation + fixation biologique) et les termes de sortie (dénitrification + volatilisation) se compensent globalement.
(3) Du fait de la rapidité de la nitratation vis-à-vis de la nitritation, il est souvent considéré que la nitrification se fait en une seule étape gouvernée par la vitesse la plus lente (celle de la nitritation). En d'autres termes, est alors négligée la forme nitreuse (NO_2^-) dans la représentation du cycle de l'azote. Cette hypothèse, utilisée par la plupart des auteurs, a été en fait validée par les valeurs de cinétique de l'oxydation de l'ammonium et des nitrites dans le sol.
(4) Enfin, est posée l'hypothèse que les processus de prélèvement par les plantes et de lessivage par l'eau ne concernent que les nitrates.

Les deux premières hypothèses sont en fait les plus discutables.

3. APPLICABILITÉ DES MODÈLES À L'ÉVALUATION DES RISQUES

Une partie de l'étude a consisté à vérifier, pour un site québécois, l'applicabilité d'un modèle mathématique de recherche simulant les concentrations et le lessivage des nitrates dans le sol. Les pratiques culturales retenues pour l'étude sont celles normalement recommandées au Québec pour la culture de maïs. Dans un premier temps, le modèle est utilisé afin de simuler, sur un cycle hydrologique, les concentrations en nitrates ainsi que les volumes d'eau percolant de la zone racinaire. Les nombreux paramètres d'entrée du modèle proviennent soit de mesures effectuées au champ, soit de valeurs typiques tirées de la littérature. Par la suite, les eaux interstitielles du sol provenant de lysimètres avec tension installés au champ sont analysées pour leur concentration en nitrates. L'échantillonnage a débuté au moment de la première fertilisation (fin mai) jusqu'au printemps suivant (fin mai). Afin de s'assurer d'avoir toute l'information, les fréquences d'échantillonnage sont plus rapprochées dans les premières semaines suivant les fertilisations. Finalement, les résultats mesurés et simulés ont été comparés afin d'évaluer l'applicabilité de la modélisation dans les conditions québécoises.

3.1 Exemple d'un modèle de recherche: le modèle SOILN

Le modèle retenu pour notre étude est composé des parties SOIL et SOILN. Il s'agit d'un modèle de recherche unidimensionnel basé sur les processus physiques et biologiques du sol. La partie hydrodynamique et thermique, SOIL, a été développée à la fin des années 70 au département des sciences du sol de la Swedish University of Agricultural Sciences d'Uppsala en Suède. La partie SOILN, développée en 1986, simule le cycle de l'azote et le lessivage des nitrates à partir des températures, humidités et flux de l'eau fournis par SOIL. La structure verticale, commune aux deux parties du modèle, facilite la division du profil pédologique en couches de sol homogènes.

Le modèle a été le sujet de plus d'une vingtaine de publications (Jansson, 1990), principalement réalisées par les auteurs du modèle et pour des sites suédois. Jansson et Gustafson (1987) ont testé l'applicabilité du modèle au ruissellement de surface et à l'écoulement aux drains alors que d'autres études ont porté sur l'évolution de la température, de la tension et de la teneur en eau dans les sols (Jansson, 1980, 1987). La minéralisation de l'azote et le lessivage des nitrates ont été simulés (Borg et al., 1990; Jansson et Andersson, 1988; Johnsson et al., 1987) à des échelles allant de la parcelle au bassin versant, et ce pour différents types de sol et de culture. Compte tenu des objectifs de notre étude et des caractéristiques du site, toutes les possibilités du modèle n'ont pas été utilisées.

Pour son fonctionnement, SOIL nécessite les valeurs caractérisant les conditions rencontrées sur le terrain. Ces informations, nécessaires aux simulations, sont regroupées à l'intérieur de quatre fichiers contenant les variables climatiques journalières, les paramètres des processus hydrodynamiques, les paramètres thermiques du sol, et

finalement les informations relatives aux pratiques culturales et au type de simulation désirée. Les résultats d'une simulation fournissent les valeurs de température, teneur en eau, potentiel de succion, flux thermique, flux d'eau et prélèvement d'eau par les plantes, sur une base journalière et sous forme cumulée.

La partie SOILN inclut les principaux processus déterminant les entrées, les transformations et les sorties de l'azote dans les sols agricoles. Les variables motrices, (infiltration, écoulement entre les couches de sol, teneur en eau et température du sol) proviennent du modèle SOIL. Le sol peut être défini en couches possédant des caractéristiques physiques et biologiques différentes. Chaque couche constitue un réservoir des formes azotées organiques (plante, litière, humus, fumier) et inorganiques (ammonium et nitrates). La fertilisation inorganique, les fumiers et les dépôts atmosphériques constituent les apports possibles pour la couche superficielle. Les pertes par dénitrification et lessivage peuvent se produire au niveau de toutes les couches.

Trois fichiers sont nécessaires au fonctionnement de SOILN. Le premier contient les paramètres caractérisant le site au niveau de la végétation, du sol, des apports externes, des transformations et des pertes en azote. Le deuxième fichier définit les conditions initiales de la simulation, soit les formes et les quantités d'azote présentes dans chaque couche de sol. Le troisième fichier fournit les variables motrices du système (température, humidité et écoulement) responsables des transformations et du transport de l'azote, et établies à l'aide de SOIL. Les résultats des simulations quantifient les différentes formes d'azote pour chaque couche de sol. Les sorties sont fournies sur une base journalière et sous forme de résultats cumulatifs. Les paramètres les plus influents sont, selon Johnsson et al. (1987), la fraction disponible en azote, les constantes de minéralisation de l'humus et de décomposition de la litière, et l'activité biologique.

Le modèle SOILN utilise la plupart des processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol et qui définissent les apports, les transformations internes et les pertes d'azote. Dans SOILN, le sol est divisé en couches possédant des caractéristiques physiques et biologiques homogènes et dans lesquelles tous les processus peuvent se produire. Le bilan de masse des transformations internes et les échanges d'azote avec les couches voisines sont calculés à chaque pas de temps. L'azote est présent sous deux formes dans chacune des couches: l'azote organique et l'azote inorganique.

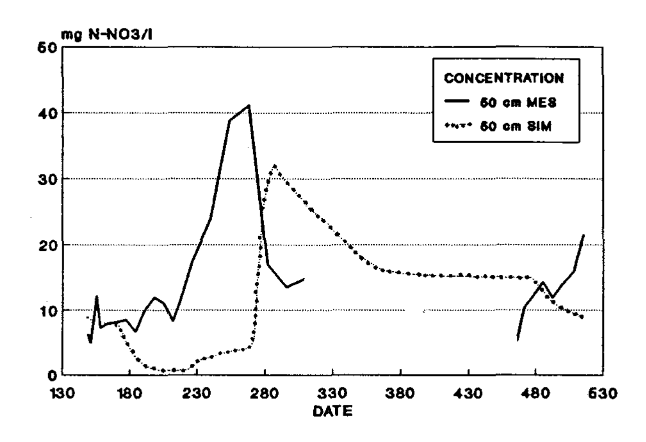
La forme organique se retrouve dans quatre réservoirs, soit la litière, la matière organique d'origine animale, l'humus et les plantes. Le réservoir représentant la litière comprend la matière organique fraîche d'origine végétale (les racines mortes et les résidus de récolte) et la biomasse microbienne. Le réservoir représentant la matière organique d'origine animale intègre les apports d'azote en fumiers et lisiers. Ces deux réservoirs se minéralisent rapidement et sont jumelés à deux réservoirs de carbone ayant pour fonction de contrôler la minéralisation et l'immobilisation. Le réservoir d'humus contient la matière organique stabilisée biologiquement et physiquement provenant des deux réservoirs précédents; l'azote s'y décompose lentement. Le réservoir représentant les

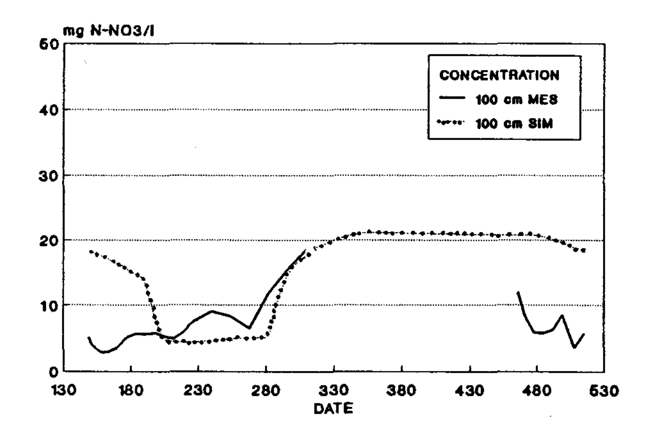
plantes contient l'azote des plantes, des parties racinaires et aériennes.

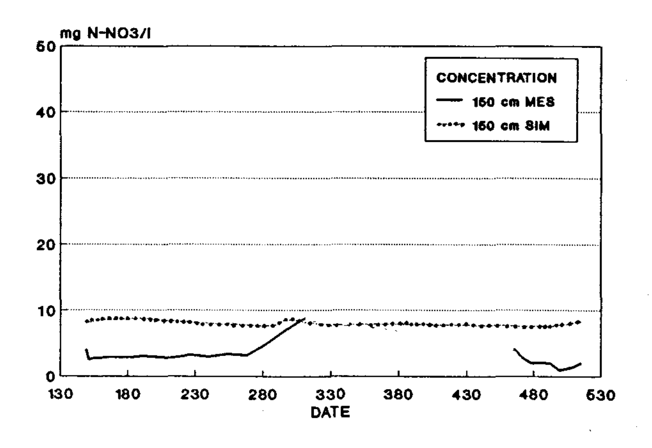
L'azote inorganique se retrouve dans un réservoir d'ammonium, NH_4^+, immobile et disponible pour la transformation, et un réservoir de nitrates NO_3^-, disponible pour la transformation et pour le lessivage. Il n'y a pas de réservoirs pour les nitrites (NO_2^-), l'ammoniac (NH_3) et l'azote gazeux (N_2O et N_2), car ces espèces sont généralement présentes en faibles quantités ou de façon transitoire. Dans le modèle, les apports d'azote peuvent provenir des fertilisants organiques et inorganiques appliqués au sol et des dépôts atmosphériques; la fixation biologique n'est pas représentée. Les transformations internes disponibles dans SOILN sont la minéralisation nette, la nitrification et le prélèvement par les plantes; l'adsorption et la fixation de NH_4^+ ne s'y trouvent pas définies, du fait de la très faible mobilité de ce cation. Les pertes d'azote peuvent se faire par dénitrification, par lessivage et via la récolte. La teneur en eau et la température du sol sont les deux seuls facteurs influençant les processus biochimiques de minéralisation nette, de nitrification et de dénitrification, utilisés dans le modèle. Ils sont dénommés "facteurs abiotiques".

Ce modèle a été retenu dans notre étude pour deux raisons majeures. Premièrement, il prend en compte l'ensemble des processus du cycle de l'azote nécessaires à une représentation adéquate du devenir des formes azotées. En second lieu, il a été développé pour des conditions agro-climatiques nordiques identiques à celles prévalant au Québec.

Figure 1: Concentrations mesurées au site de St-Augustin et simulées par SOILN







3.2 Application à un site expérimental du Québec

Le site étudié est localisé à Saint-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de la ville de Québec. Il est situé sur la station expérimentale du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. La parcelle étudiée (52 m x 18 m) forme la limite inférieure d'une terrasse alluviale dont la pente varie entre 2% et 5%. Le sol peu fertile et faiblement pierreux subit un drainage rapide et est apparenté à la série Saint-Antoine (matériaux originels perturbés en surface). Ce sol du groupe podzol humo-ferrique orthique et régosol orthique, correspond à un loam sableux fin à graveleux. Le socle rocheux est composé d'un schiste argileux et gréseux friable (formation de Nicolet) localisé à une profondeur moyenne de 1,6 m. Un sondage réalisé a cependant révélé la présence à la limite sud de la parcelle d'un till grossier à la profondeur de 1,6 m jusqu'à une profondeur d'au moins 2,8 m.

La parcelle expérimentale a servi à la culture du maïs sucré (cultivar; Early Vee) au cours des dernières années. Les taux d'application des pesticides et des fertilisants sont standards. La fertilisation de l'été 1990 a été fractionnée en deux applications, une première de 40 N kg/ha de phosphate d'ammonium le 29 mai et une deuxième de 93,5 N kg/ha de nitrate d'ammonium réalisée le 26 juillet. Le calendrier des travaux est le suivant: semis: 28/05/90; émergence: 11/06/90; maturité: 27/08/90; coupe: 15/10/90. Des lysimètres avec tension ont été utilisés afin de suivre la qualité des eaux interstitielles percolant dans la zone non saturée. Les lysimètres avec tension ont été installés en décembre 1985 par le ministère de l'Environnement du Québec. Ils sont répartis en 12 stations, chacune étant constituée de deux ou trois lysimètres installés respectivement à la profondeur de 0,5 m, 1,0 m et entre 1,4 et 1,8 m. L'espacement entre les stations est de 3 m et 6 m dans une direction et de 15 m dans l'autre. Afin d'échantillonner l'eau interstitielle, une tension de 60 kPa (0,6 bar) est appliquée pendant quinze à vingt heures sur les lysimètres.

La campagne de suivi a permis de déterminer certains paramètres entrant dans le modèle et d'établir les concentrations en nitrates et en ammonium percolant dans le sol. Les deux formes d'azote analysées ont évolué de façons différentes. L'ammonium est demeuré relativement stable en oscillant autour de 35 mg $N\text{-}NH_4/l$ à 0,5 m et à environ 10 mg $N\text{-}NH_4/l$ à 1 m et 1,5 m. Les concentrations mesurées en nitrates ont augmenté légèrement au cours de la période végétative. Elles ont par la suite progressé plus rapidement à l'automne pour atteindre des valeurs moyennes maximales de 40, 19 et 9 mg $N\text{-}NO_3/l$ respectivement aux profondeurs de 0,5, 1 et 1,5 m. La fréquence rapprochée des échantillonnages dans les semaines suivant les fertilisations a permis de mettre en évidence l'absence d'augmentation rapide des concentrations en nitrates en profondeur en dépit des ajouts effectués.

La concordance des concentrations observées et simulées est assez bonne (Figure 1). La divergence des résultats provient en grande partie du manque de connaissance au niveau des paramètres nécessaires aux simulations. Les valeurs de certains paramètres

proviennent en effet de la littérature et peuvent être relativement différentes des valeurs réelles. Les résultats de modélisation concordent cependant relativement bien avec les concentrations mesurées. Cette comparaison fait ressortir certains points. Le modèle rend bien compte des concentrations relatives en fonction de la profondeur. Ainsi, comme il a été observé sur le terrain, le modèle présente une diminution semblable des concentrations avec la profondeur. La modélisation estime relativement bien les concentrations maximales pour les trois profondeurs étudiées. On remarque une assez bonne concordance de l'évolution des concentrations au cours de la période simulée. À 0,5 m, un décalage est observé entre les pics, avec un retard des concentrations simulées d'environ 3 semaines. À 1 m, le même retard est observable. À 1,5 m, les concentrations simulées sont relativement stables dans le temps, semblant homogénéiser les concentrations observées. La qualité des résultats obtenus dans la période de croissance des plantes fait du modèle un bon outil de gestion agronomique. Il pourrait en ce sens être utilisé afin d'optimiser les doses et les dates d'application des engrais tout en diminuant les impacts néfastes reliés à la fertilisation.

Les concentrations en nitrates parvenant à la nappe phréatique varient au cours d'une même saison. Il est cependant permis de considérer qu'avec le temps il y a homogénéisation des concentrations au sein de l'aquifère, tel que semblent d'ailleurs l'indiquer les résultats de simulation obtenus pour la profondeur de 1,5 m. Dans une approche environnementale, on s'intéresse alors à cette concentration moyenne résultante. Pour arriver à déterminer s'il y a risque de contamination des eaux souterraines, les concentrations en nitrates peuvent être couplées aux flux d'eau simulés. La moyenne des concentrations de nitrates pondérées par les flux d'eau percolés constitue la concentration moyenne en nitrates de l'eau représentative de la période étudiée.

Cette approche repose sur trois hypothèses. Premièrement, compte tenu de leurs charges négatives, on suppose que les nitrates sont peu ou pas adsorbés et voyagent ainsi à la même vitesse que l'eau. Deuxièmement, le caractère diffus de la contamination permet de négliger les phénomènes de diffusion/dispersion. Finalement, on suppose que tous les nitrates quittant la zone racinaire migrent jusqu'à la nappe. Le risque de contamination de l'aquifère est alors déterminé par la concentration moyenne en nitrates de l'eau quittant la zone racinaire. Cette concentration peut être considérée comme représentative de la concentration de l'eau souterraine de la nappe aquifère si cette nappe est considérée comme étant uniquement rechargée par les apports d'eau au travers des champs de culture. Cette concentration moyenne est alors comparée à la norme de potabilité de l'eau de consommation. Dans notre application, la concentration moyenne obtenue à 1,5 m est d'environ 3,5 mg/L pour les données de terrain et de 8 mg/L pour les concentrations calculées avec SOILN. Ces valeurs sont proches de la norme de potabilité (concentration maximale permise) de 10 mg/L. Dans ce contexte, la nappe souterraine n'est cependant pas vulnérable pour les pratiques culturales appliquées, mais la probabilité d'un risque de contamination existe.

L'application du modèle SOILN à des conditions réelles de culture au Québec a montré la qualité des résultats qui peuvent être obtenus à l'aide d'un tel outil. De plus, ceci a montré l'importance d'un tel outil dans la compréhension et la gestion du devenir de l'azote dans les sols agricoles, et donc sa possible utilisation comme outil d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines. Cependant, la complexité du modèle utilisé et le nombre élevé de paramètres, ainsi que leur difficulté d'acquisition, ne permettent pas d'entrevoir une utilisation intensive et pratique de cet outil. Il est donc nécessaire de prévoir le développement d'un outil d'évaluation dont l'utilisation puisse être aisée, et dont l'acquisition des paramètres soit facilement réalisable, surtout sur la base d'une utilisation à l'échelle du territoire québécois. Un outil de gestion répondant à ces critères est nécessairement basé sur les processus conditionnant le devenir de l'azote dans le sol. Il doit par contre négliger tous les processus et paramètres dont l'influence est négligeable, afin de faciliter son utilisation et de limiter le nombre de paramètres nécessaires. L'identification des processus importants doit donc être réalisée.

Figure 2: Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle au site 1

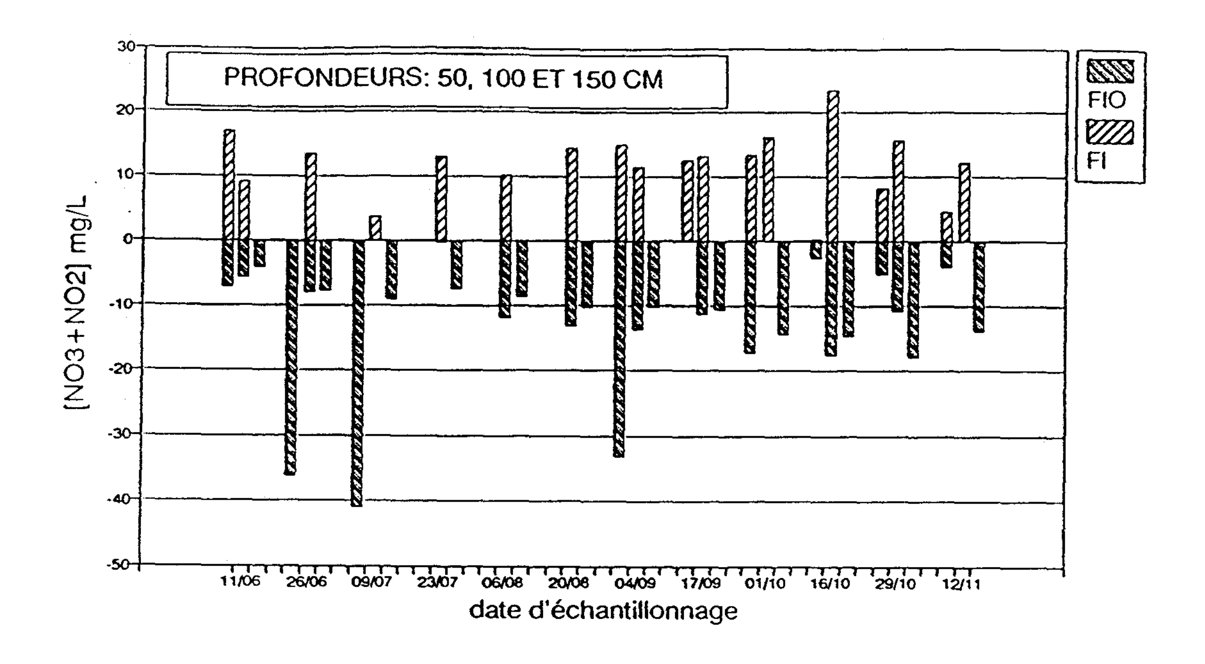
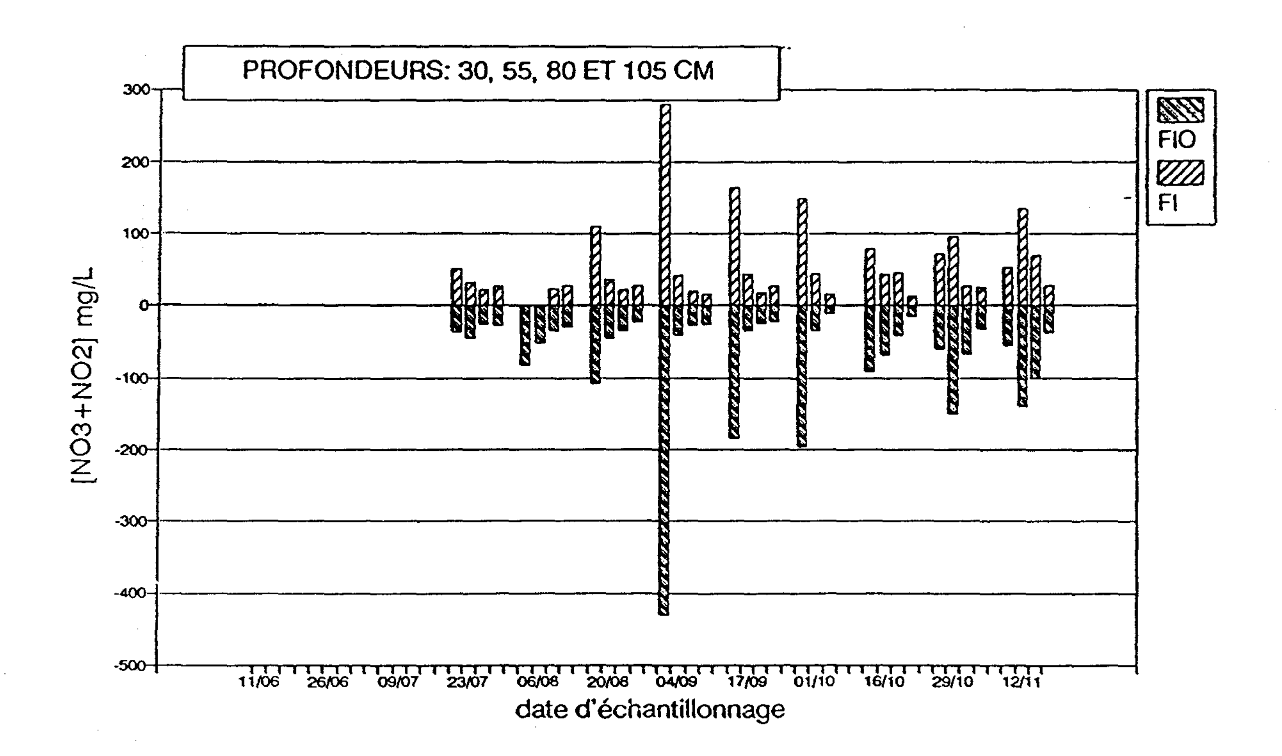


Figure 3: Concentrations en nitrates de l'eau interstitielle au site 2



4. IMPORTANCE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE ET TEMPORELLE

Le but de la partie suivante de l'étude était d'étudier le problème de la variabilité spatiale sur l'évaluation de la contamination par les nitrates d'origine agricole en comparant:
- deux types de sol (loam sableux et loam argileux);
- deux types de fertilisant (inorganique, et inorganique + organique);
- différentes doses appliquées de lisier (0, 30, 60, 90 et 120 m^3/ha);
- deux techniques d'échantillonnage (sol et eau interstitielle).

Pour cela, un suivi des nitrates a été effectué sur 3 sites différents à l'aide de deux méthodes d'échantillonnage. Les résultats obtenus ont été discutés dans l'optique de la variabilité spatiale et temporelle. Deux des sites étudiés sont localisés à St-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de Québec. Une des parcelles (site 1: 52 m x 18 m) forme la limite inférieure d'une terrasse alluviale dont la pente varie entre 2 % à 5 %. L'autre parcelle, (site 2: 36 m x 18 m), est située au pied de cette terrasse, presque à l'aplomb du site 1. Le troisième site se trouve sur les terres de la ferme expérimentale du MAPAQ à St-Lambert-de-Lévis, à environ 60 km au sud de Québec. Durant l'été 1991, un épandage de lisier a été réalisé sur la moitié de la parcelle, en surface entre les rangs. Le site 1 est celui décrit à la section précédente.

Le sol du site 2 de St-Augustin est un loam argileux non pierreux et sa pente est très faible. Ce sol appartient à la série de Platon. C'est un gleysol lithique reposant sur un schiste argileux et gréseux friable. Le drainage est mauvais avec une perméabilité et une porosité plutôt faibles. La nappe phréatique est basse sauf en période de précipitations abondantes (printemps et automne). Le site était en jachère complète depuis plusieurs années. La préparation du sol a débuté avec l'épandage d'un désherbant et d'un labour profond (30 cm). Un épandage de lisier a été réalisé sur la moitié de la parcelle, en surface entre les rangs.

Le site 3 de St-Lambert-de-Lévis se compose d'un loam hétérogène pierreux sableux à limoneux appartenant au groupe de Neubois. Les expérimentations ont été menées sur la parcelle #12, sous culture de maïs. En profondeur, le sol devient plus homogène et plus argileux. Le drainage est mauvais et la pente faible. La composition du sol en surface (de 10 cm à 20 cm) est de 25 % de sable, 45 % de limon et 30 % d'argile. Cette proportion argileuse importante à faible profondeur entraîne l'apparition de fentes de dessiccation durant les périodes de faibles précipitations. Au printemps, le sol est préparé à l'aide d'un rotoculteur. La parcelle est fertilisée uniquement avec du lisier de porc depuis plus de 10 ans. Sa superficie totale est d'environ 1275 m^2 et comprend 15 sous-parcelles où sont appliquées, aléatoirement, 5 doses différentes de lisier (3 replicats). L'épandage du lisier s'effectue en surface entre les rangs à l'aide d'un petit épandeur de 1 m^3 de volume. Les doses sont appliquées par tranche de 30 m^3/ha.

Figure 4: Concentrations en nitrates dans le sol au site 1

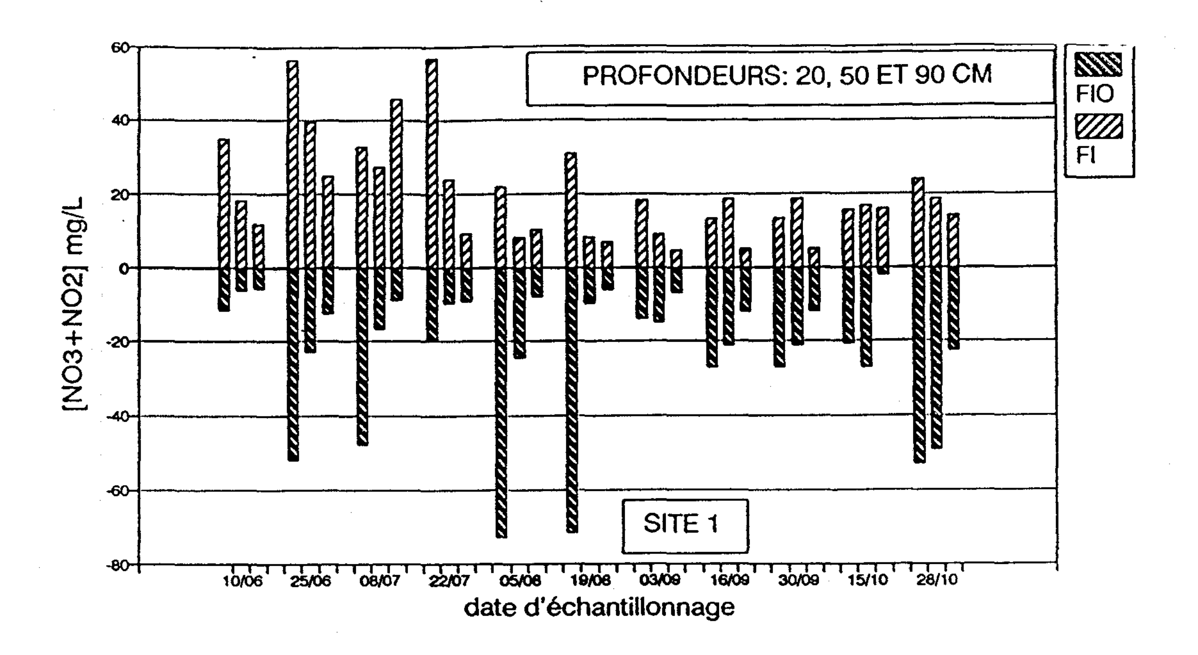
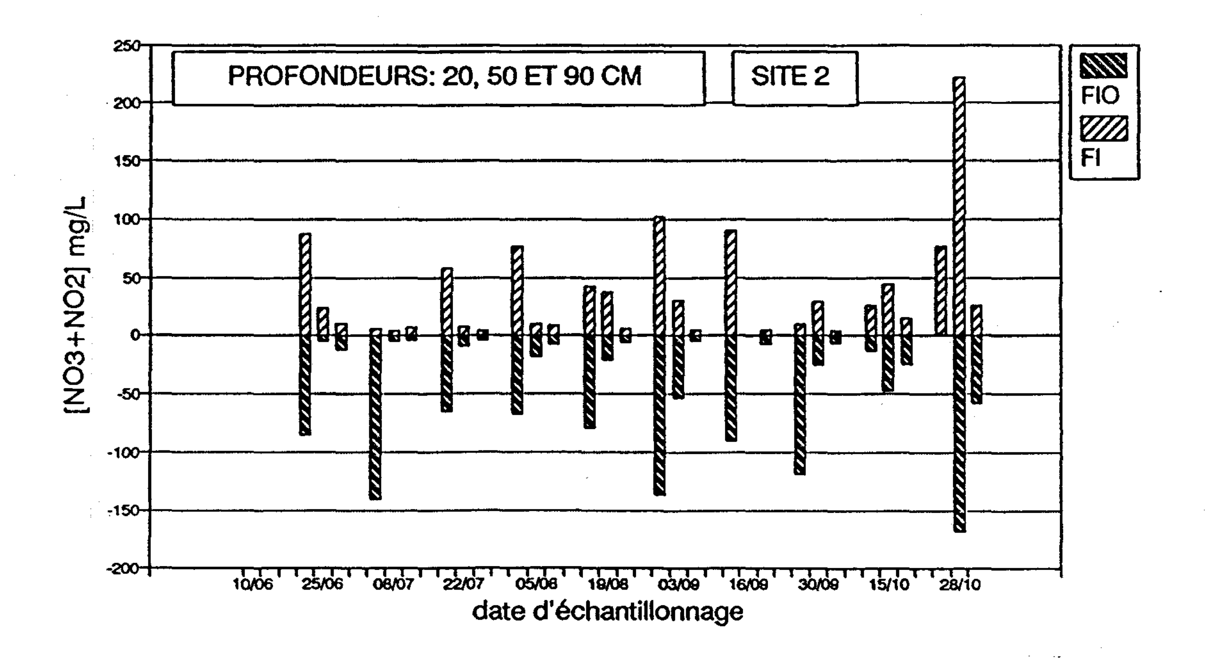


Figure 5: Concentrations en nitrates dans le sol au site 2



Deux techniques d'échantillonnages ont été utilisées: échantillonnage d'eau interstitielle et échantillonnage de sol. Les échantillons d'eau, prélevés uniquement sur les sites 1 et 2 de St-Augustin, proviennent de lysimètres sous tension en céramique poreuse. Sur le site 1, 12 stations de lysimètres à 2 ou 3 profondeurs (50 cm, 100 cm et 150 cm) ont été installées en décembre 1985 par le MENVIQ. L'espacement entre les stations est de 3 à 6 m dans une direction et de 15 m dans l'autre. Sur ce site, 6 stations représentaient la fertilisation inorganique et organique (FIO), et les 6 autres le traitement inorganique seulement (FI). Sur le site 2, 12 stations de lysimètres à quatre profondeurs (30 cm, 55 cm, 80 cm, 105 cm) ont été mises en place en mai 1991 par l'INRS-EAU. Les stations sont réparties sur 3 rangées distantes de 4,5 m l'une de l'autre, et espacées de 8,5 m. Le partage entre les deux traitements est le même qu'au site 1, soit 6 stations par traitement. La campagne d'échantillonnage a débuté en mai 1991 et s'est poursuivie jusqu'au mois de novembre 1991. En moyenne, la saison végétative 1991 a été chaude et sèche par rapport aux températures et précipitations moyennes normales.

4.1 Évolution temporelle et évolution verticale des concentrations

Aux sites 1 et 2, les concentrations en nitrates ont montré un impact des fertilisations suite aux épandages. A faible profondeur, on observe un impact rapide des applications sur les concentrations en nitrates du sol et de l'eau du sol, puis une nette diminution de ces concentrations avec le temps. En profondeur, les concentrations sont plus faibles et les variations plus graduelles durant l'été. A l'automne, les concentrations augmentent rapidement et considérablement. Cette augmentation peut être attribuée principalement à la baisse puis à l'arrêt de l'assimilation des nitrates par les plantes.

Dans l'ensemble, on constate une diminution nette avec la profondeur des concentrations mesurées dans l'eau et le sol, des variations plus graduelles, et un décalage de plus en plus important des concentrations maximales. Le décalage temporel entre les concentrations maximales observées aux différentes profondeurs est relié à la vitesse d'entraînement des nitrates par l'eau. Cette vitesse peut ainsi être évaluée à 4 cm/jour pour le site 1 et 2 cm/jour pour le site 2. Si l'on admet que les nitrates ne s'adsorbent pas, ces vitesses représentent aussi la vitesse d'écoulement de l'eau dans le sol. Cette vitesse étant proportionnelle à la conductivité hydraulique (sol plus ou moins perméable), l'importance du décalage observé est inverse à celle de la conductivité hydraulique du sol. De fait, le site 2 (plus argileux) est moins perméable que le site 1 (plus sableux).

Ce n'est qu'à faible profondeur que les fertilisations ont un impact direct aux sites 1 et 2. Plus profond, aucune augmentation rapide des concentrations, reliée directement aux épandages, n'est observable. Ceci peut s'expliquer par une immobilisation rapide de l'azote par les microorganismes, par une assimilation rapide des nitrates par les plantes, et surtout par une vitesse d'infiltration de l'eau très lente qui limite la migration de l'azote vers les couches inférieures. À plus grande profondeur, de fortes concentrations se retrouvent en octobre avec le retour des précipitations et l'arrêt du prélèvement du maïs, ce qui permet aux nitrates de s'infiltrer en profondeur.

4.2 Influence du type (et de la dose) de fertilisant (organique/inorganique)

Aux sites 1 et 2, on remarque globalement peu de différences significatives entre les concentrations des deux traitements, malgré l'écart dans le temps entre l'application des fertilisations inorganiques (10 juin et 22 juillet) et organique (12 août), et la surdose en azote dans le cas du traitement organique supplémentaire (FI: 74 kg/ha N et FIO: 149 kg/ha N). A faible profondeur, on constate une augmentation importante et rapide faisant suite aux fertilisations, avec une différence importante entre les concentrations résultant des deux traitements. Cependant, à plus grande profondeur, cette différence s'amenuise considérablement. Pour certains échantillonnages, les concentrations en nitrates sont même plus faibles pour le traitement organique et inorganique que pour le traitement inorganique seul. Ceci met en évidence l'importance de la variabilité spatiale qui peut masquer certains phénomènes.

Pour les échantillons d'eau de lysimètres, l'impact de l'apport de lisier du 12 août 1991 est rapide et important à faible profondeur, mais par la suite les concentrations en nitrates diminuent de la même façon pour les deux traitements. On observe de plus que le maximum du traitement inorganique seul est simultané à celui du traitement organique et inorganique (4 septembre). Cette augmentation des concentrations en nitrates qui semble correspondre à la reprise des précipitations de septembre, est peu affectée par la dose d'épandage. A court terme donc (à l'échelle d'une année), le type et la quantité de fertilisation ne semblent pas avoir de répercussion directe sur le lessivage observable en profondeur. Le facteur limitant pourrait être le taux maximum de minéralisation du sol, responsable de la production de nitrates lessivables.

4.3 Influence de la technique d'échantillonnage (eau/sol)

Les concentrations en nitrates mesurées dans le sol sont en moyenne 2 fois supérieures à celles observées dans l'eau interstitielle. Cette différence semble provenir du type d'eau recueillie. Les nitrates extraits d'un sol intègrent en effet les nitrates contenus dans l'eau capillaire, l'eau de rétention et une partie de l'eau gravitaire conservée lors de l'échantillonnage, alors que les concentrations mesurées dans l'eau recueillie avec des lysimètres sous tension (0,6 bar) proviennent de l'eau gravitaire et d'une partie de l'eau de rétention. La faible teneur en eau des sols durant l'été a contribué à l'augmentation des concentrations en nitrates dans cette partie résiduelle de l'eau, par ailleurs la moins mobile du sol. Aussi, la plus grande disponibilité des nitrates contenus dans l'eau libre, et préférentiellement utilisés par les plantes, entraîne un écart entre les concentrations mesurées dans l'eau et le sol. Il est donc impossible de comparer quantitativement et directement les résultats d'analyses d'échantillons d'eau et de sol. Ces concentrations reflètent en fait une information différente et complémentaire.

Pour le site 1, les résultats montrent cependant un synchronisme des variations entre les concentrations dans l'eau et dans le sol, surtout à faible profondeur. À plus grande profondeur, le synchronisme n'est plus observable. Les concentrations dans l'eau montrent une augmentation des concentrations à l'automne seulement, tandis que les concentrations dans le sol augmentent uniquement suite à la fertilisation inorganique du 22 juillet. Pour le site 2, le synchronisme de l'impact des fertilisations n'est pas visible. Cependant, l'augmentation des concentrations en automne est visible aux mêmes échantillonnages, dans l'eau comme dans le sol, à 55 cm et 80 cm de profondeur.

4.4 Influence du type de sol (loam sableux/loam argileux)

Le climat, la culture et la régie des travaux étant les mêmes pour les sites 1 et 2, seul le type de sol distingue ceux-ci, ainsi que leur historique cultural respectif. Les différences entre les sols sont principalement situées au niveau des propriétés physiques des sols (perméabilité, porosité, capacité au champ), de leur composition (argile, matière organique), et de leur biomasse.

On remarque que les concentrations sont en moyenne plus élevées au site 2 qu'au site 1. Ceci peut s'expliquer par le fait que le site 2 a été labouré et remis en culture suite à plusieurs années de jachère. Ce labour profond a rendu disponible beaucoup de matière organique (par incorporation des résidus) et a augmenté la concentration en oxygène dans le sol qui stimule la biomasse présente. Les microorganismes responsables des processus de fixation, minéralisation et nitrification sont plus efficaces dans un sol où la matière organique et l'oxygène sont abondants. Le site 1 est un loam sableux, contenant peu de matière organique, donc peu d'activité biologique. Par contre, le loam argileux du site 2 est fertile et riche en matière organique, les microorganismes y sont plus efficaces et les quantités de nitrates sont plus élevées.

En général, l'impact des traitements est davantage décalé, à grande profondeur, pour le site 2 que pour le site 1. Les vitesses apparentes étant de 4 cm/jour au site 1 et de 2 cm/jour au site 2. Les concentrations en profondeurs augmentent plus rapidement au site 1 qu'au site 2. La composition plus argileuse du site 2 favorise l'adsorption des ions ammonium, alors que la faible perméabilité et la granulométrie plus fine de ce sol ralentissent le lessivage des nitrates. Le site 1 plus perméable, favorise par contre le lessivage des nitrates, plus rapidement entraînés en profondeur. De plus, le faible contenu en argile de ce sol ne favorise pas autant l'adsorption des ions ammonium. Au site 1 plus perméable, l'impact des fertilisations inorganiques est marqué jusqu'à 90 cm dès les premiers échantillonnages attestant d'un transfert rapide. Pour le site 2, l'impact des fertilisations est visible dans la couche supérieure seulement. A l'automne, avec l'arrêt de la croissance des plantes et les précipitations abondantes, les sites 1 et 2 présentent une augmentation importante des concentrations en nitrates.

DOSE: 30 M3/HA

[NO3+NO2] mg/L

03/06/91 17/06/91 02/07/91 15/07/91 29/07/91 12/08/91 26/08/91 09/09/91 23/09/91 07/10/91 21/10/91 04/11/91

date d'échantillonnage

DOSE: 60 M3/HA

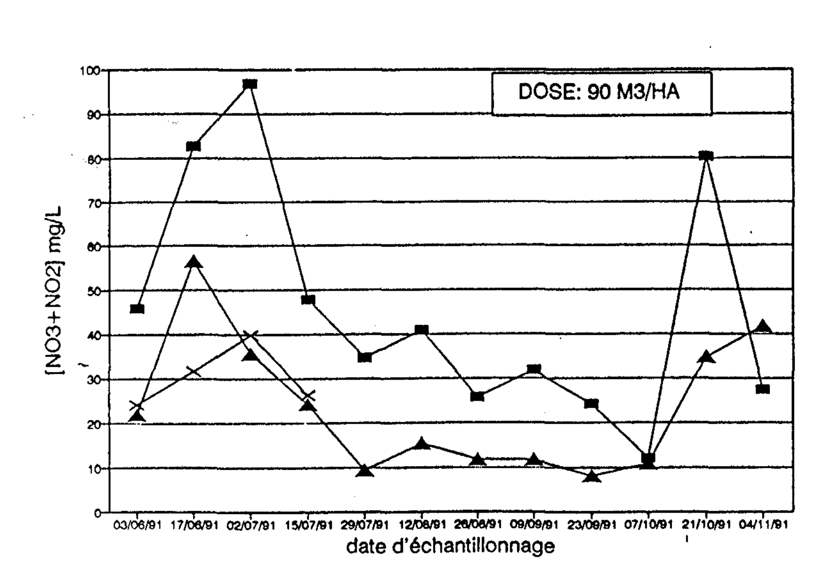
prof: 20 cm

prof: 50 cm

prof: 90 cm

03/06/91 17/06/91 02/07/91 15/07/91 29/07/91 12/08/91 26/08/91 09/09/91 23/09/91 07/10/91 21/10/91 04/11/91

date d'échantillonnage



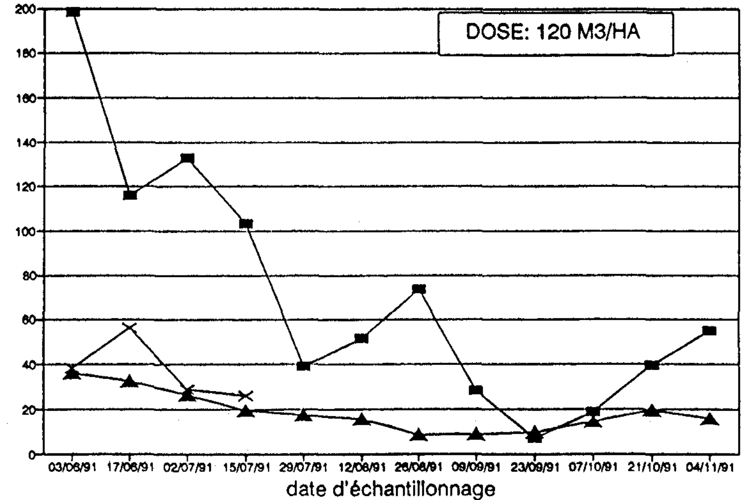


Figure 6: Concentrations en nitrates dans le sol au site 3

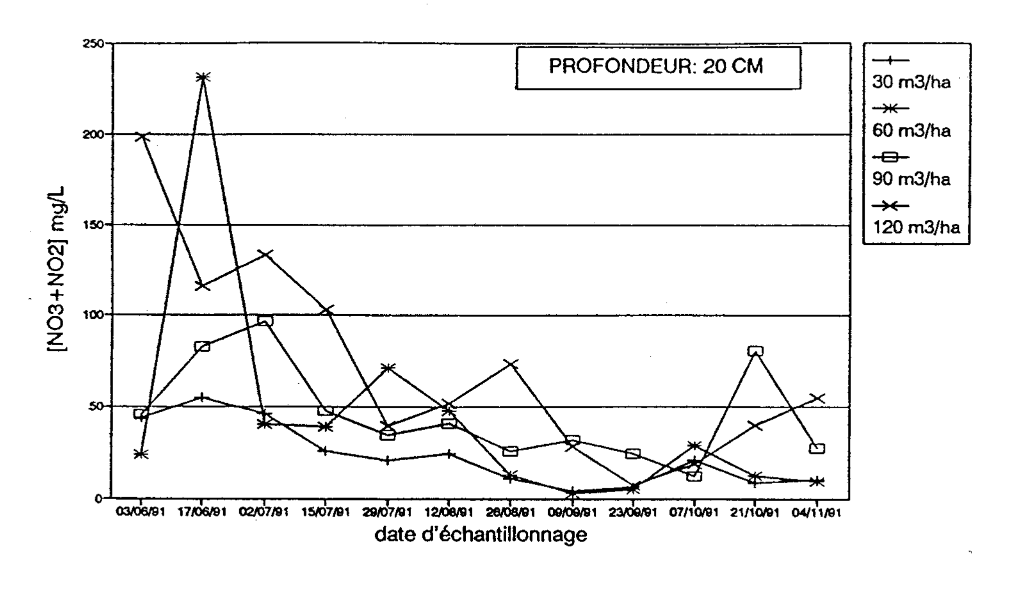
4.5 Influence de la dose de lisier épandue

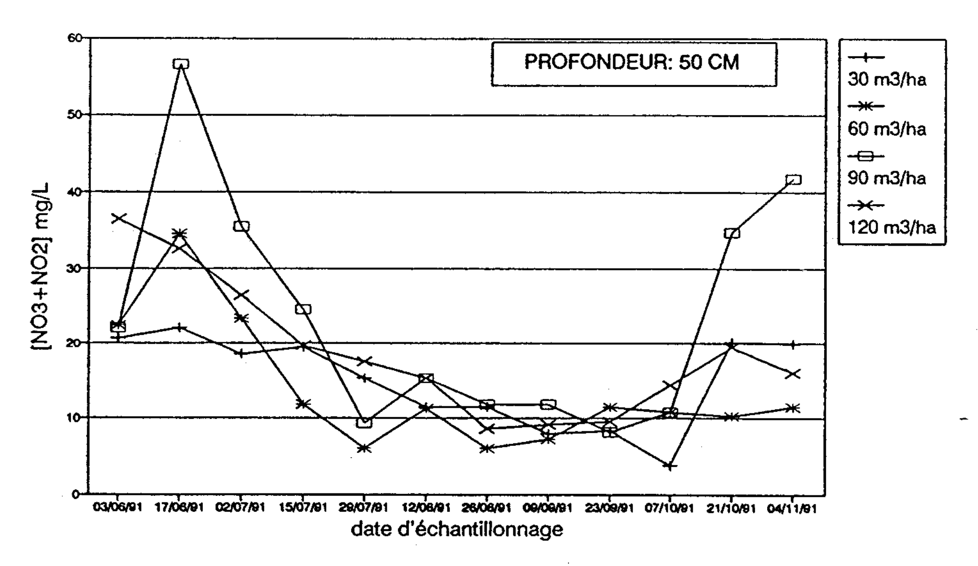
Au site 3 (St-Lambert-de-Lévis), les écarts entre les concentrations résultant des différentes doses sont plus prononcés immédiatement après l'épandage que par la suite. Pour chacune des doses, les concentrations mesurées décroissent nettement avec la profondeur. L'impact de l'épandage de lisier est rapide. Des concentrations importantes en nitrates sont en effet mesurées aux trois profondeurs. La présence de macropores et de fentes de dessiccation peut expliquer cette rapidité avec laquelle l'eau migre vers les couches inférieures, entraînant des nitrates. Des fentes de dessiccation importantes apparaissent en sol argileux lors des périodes sèches, à faibles précipitations et température élevée. Il est maintenant reconnu que ces macropores jouent un rôle important dans l'infiltration de l'eau dans le sol en modifiant le régime d'écoulement. Ainsi, le lisier épandu à la surface du sol peut être rapidement entraîné vers les couches inférieures au travers des macropores présents.

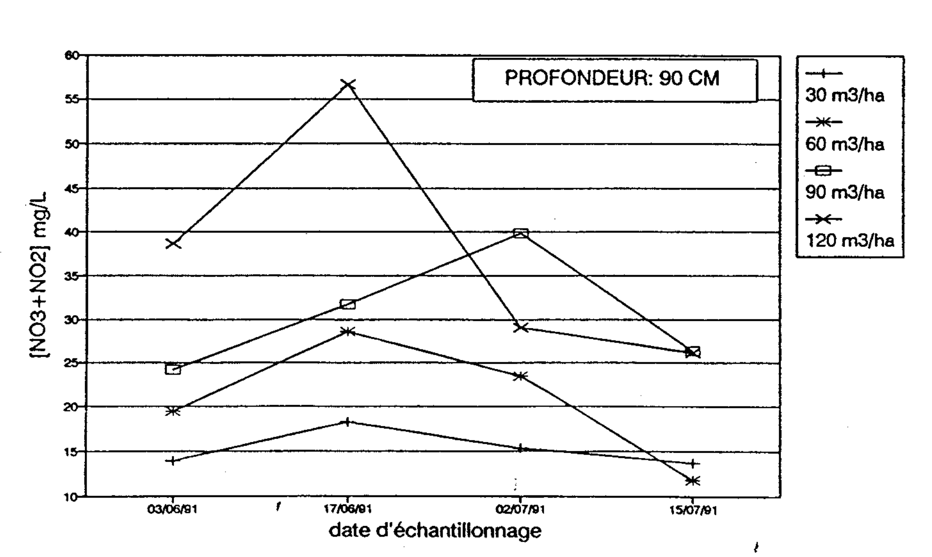
Le rôle et l'importance des macropores, ainsi que la grande variabilité spatiale de leur distribution et de leur taille, en surface et en profondeur, rendent difficile l'analyse des concentrations observées. Les concentrations en nitrates dans le sol ne semblent pas directement proportionnelles à la dose de lisier épandue. Il est impossible de corréler la concentration dans le sol avec la dose de lisier, et les proportions ne sont pas conservées. On remarque que les concentrations baissent rapidement quelle que soit la dose appliquée, pour demeurer constantes jusqu'à l'automne. Ceci peut s'expliquer par une adaptation à la quantité disponible de la demande en azote par les microorganismes et de la quantité de nitrates prise en charge par les plantes. Étant données les faibles précipitations de l'été, il est impossible d'imputer cette baisse des concentrations au lessivage des nitrates (exportation). On peut invoquer un prélèvement par les plants de maïs, une immobilisation par les microorganismes et une volatilisation par le processus de dénitrification. Le temps chaud et sec qui a suivi les épandages de lisier a aussi vraisemblablement favorisé la volatilisation de l'ammoniac, alors que l'abondance de matières organiques a contribué au développement de la biomasse microbienne.

L'analyse de variance a été réalisée avec le logiciel SAS pour les quatre échantillonnages suivant la date d'application du lisier (12/08/91). Pour ces quatre dates (26/08/91, 09/09/91, 23/09/91, 07/09/91), les résultats de l'analyse indiquent qu'il n'y a pas de différence significative (à 5 %) entre les différentes doses pour les 3 profondeurs. Les concentrations varient de la même façon d'une dose à l'autre quelque soit la profondeur. L'analyse en blocs randomisés à régressions multiples indique qu'à 5 % de niveau de signification, il n'y a pas de différence significative entre les doses pour les 4 dates retenues. Ceci peut s'expliquer par le fait que les échantillonnages étudiés sont trop rapprochés de l'épandage, et qu'en conséquence l'influence de celui-ci n'est pas encore ressentie aux profondeurs étudiées. Finalement, un dernier test a montré que les concentrations mesurées pour les trois profondeurs (20 cm, 50 cm et 90 cm) ne sont pas significativement différentes à 5 % pour la plupart des dates.

Figure 7: Concentrations en nitrates dans le sol au site 3







Pour la troisième date d'échantillonnage, on observe une différence significative entre les profondeurs 20 cm et 90 cm seulement. Ceci met en évidence le rôle important de la macroporosité qui permet une infiltration rapide au travers du profil de sol et favorise un lessivage important de l'azote entraînant des concentrations importantes dans tout le profil.

4.6 Implications pour le développement de l'outil

Cette étude a mis en évidence des points importants à prendre en compte dans le cadre du développement d'une méthode d'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines. Premièrement, la variabilité spatiale des valeurs observées est très importante et peut masquer les variations induites par le changement des conditions appliquées (doses et types de fertilisants, types de sols). En deuxième lieu, l'information obtenue est différente selon qu'elle provient d'échantillonnage de sol ou d'eau interstitielle. Troisièmement, la macroporosité, principalement dans le cas d'un sol argileux peut devenir prépondérante pour le transfert rapide vers les horizons plus profonds. Finalement, dans le cas de l'application de lisier, une adaptation rapide de l'activité microbienne semble exister et peut alors grandement affecter le devenir de l'azote dans le sol.

5. IDENTIFICATION DES PROCESSUS DOMINANTS

L'utilisation de modèles mathématiques s'avère très efficace pour approfondir la connaissance d'un phénomène ou pour suggérer des éléments de solution à un problème. Il existe de nombreux modèles simulant le lessivage des nitrates vers les eaux souterraines. La quantité de données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle, le détail de la représentation mathématique des processus et la précision des résultats varient selon que le modèle est développé comme outil de recherche ou comme outil d'aide à la gestion. Les modèles de recherche sont basés sur les mécanismes qui régissent les processus impliqués dans un phénomène et représentent habituellement ceux-ci de façon détaillée, selon les connaissances disponibles. Ce genre de modèle demande généralement la quantification d'un grand nombre de paramètres.

Les paramètres requis dans un modèle de recherche peuvent être évalués de différentes façons. Certains paramètres peuvent être quantifiés à partir d'échantillons analysés sur le terrain ou en laboratoire. Ces méthodes sont coûteuses et nécessitent de nombreux échantillons pour représenter l'hétérogénéité intrinsèque du sol. De plus, elles sont entachées d'erreurs de mesure difficiles à quantifier. D'autres paramètres peuvent être établis de façon approximative sur la base de travaux antérieurs cités dans la littérature. Ceci s'applique lorsque le paramètre représente une réalité physique ayant fait l'objet de recherche. Par contre, certains paramètres peuvent difficilement être évalués de cette façon à cause de l'imprécision inhérente aux différents protocoles et conditions expérimentales. Enfin, même s'il s'agit d'un modèle de recherche, certains paramètres peuvent être utilisés dans des relations empiriques et doivent donc être ajustés pour que les processus auxquels ils sont rattachés représentent adéquatement la réalité.

Selon la nature de l'évaluation, les paramètres sont entachés d'une imprécision plus ou moins grande qui se reflète directement sur le résultat. La fiabilité du résultat est donc principalement fonction de la précision avec laquelle il est possible d'évaluer les paramètres. L'étude des impacts de la variabilité des paramètres est une étape importante dans le développement d'un modèle, à la fois pour identifier les paramètres qui influencent le plus le résultat et pour connaître l'importance des différents processus dans la représentation adoptée pour le phénomène.

L'objectif de cette partie était d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Ces paramètres et les processus auxquels ils sont rattachés doivent être nécessairement pris en compte dans la modélisation du phénomène. Pour cette étude, le modèle de recherche SOILN précédemment présenté a été utilisé. Ce modèle déterministe développé en Suède représente les principaux processus impliqués dans le cycle de l'azote du sol, sous une forme mathématique généralement reconnue dans la littérature. Une analyse de sensibilité du modèle SOILN a ainsi été effectuée par rapport aux paramètres impliqués dans la représentation du cycle de l'azote du sol. Dans un deuxième temps, les

paramètres conditionnant la fiabilité du modèle ont été identifiés et l'importance relative des différents processus est soulignée.

PROCESSUS	PARAMÈTRES ÉTUDIÉS PAR ANALYSE DE SENSIBILITÉ
Dépôts atmosphériques	Dépôts atmosphériques humides (précipitations)
	Dépôts atmosphériques secs (poussières)
Minéralisation nette	Rapport carbone/azote de la matière organique
	Taux de minéralisation de l'humus
	Efficacité de la biomasse dans la litière
	Fraction d'humification du carbone de la litière
	Taux de décomposition de la litière
Nitrification	Taux de nitrification de l'ammonium
	Rapport nitrates/ammonium
Prélèvement par les plantes	Taux d'absorption des plantes
	Prélèvement potentiel d'azote
	Fraction de l'azote total disponible au prélèvement
	Répartition du prélèvement entre les couches
Dénitrification	Vitesse maximale de dénitrification
	Constante de demi-saturation de la réaction
Facteurs abiotiques	Contenus en eau limites des minéralisation et nitrification
	Contenu en eau limite de la dénitrification
	Température limite des processus biotiques
	Coefficient des cinétiques thermiques

Afin de vérifier si les paramètres et processus qualifiés d'importants dans SOILN sont les mêmes dans différentes applications, le travail a été fait pour deux sites expérimentaux et les résultats ont été comparés. Le premier site est celui de St-Augustin-de-Desmaures (Québec) décrit au chapitre 3 et celui de Mellby (Suède). Ce second site se trouve à Mellby, au sud-ouest de la Suède dans le comté de Hålland. La parcelle étudiée est située sur une station expérimentale de la Swedish University of Agricultural Sciences d'Uppsala. Des études en sciences du sol et en gestion des eaux y sont menées depuis 10 ans afin de quantifier, entre autres, l'effet de la quantité de fertilisants sur la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Le sol est un loam sableux en

surface avec un sable sous-jacent. La nappe phréatique est peu profonde, moins de 1m par endroits. La parcelle expérimentale sert à la culture de l'avoine et est drainée artificiellement. Les pratiques culturales sont celles retrouvées habituellement dans cette région: semis en mi-avril, fertilisant organique et inorganique en mai, récolte à la mi-août et labour superficiel à la mi-septembre (Johnsson, 1989; Alvenäs, 1991).

5.1 Pertinence des processus et précision des paramètres

Le but d'une analyse de sensibilité est d'étudier le taux de variation d'un facteur induit par la variation d'un autre facteur. Appliquée à un modèle, elle étudie l'impact de la variation d'un paramètre sur un résultat et se nomme aussi analyse de sensibilité paramétrique. Il s'agit d'une mesure de l'importance d'un paramètre sur un processus (McCuen, 1973).

Dans notre étude, l'objectif principal de cette analyse de sensibilité est d'identifier quels sont les processus et leurs paramètres qui conditionnent le plus la fiabilité des résultats obtenus avec un modèle tel que SOILN. Une telle approche permet aussi d'identifier les processus qui semblent moins pertinents et qui ont peu d'influence sur les résultats, et ainsi de suggérer certaines façons de simplifier la modélisation. Lorsque les paramètres les plus importants sont identifiés et que la précision requise est quantifiée, il faut alors évaluer les possibilités d'obtenir une telle précision. Les paragraphes suivants donnent pour chaque processus un aperçu de la précision possible lors de l'évaluation des paramètres. Toutefois, pour la majorité d'entre eux, il n'existe pas de technique d'évaluation précise et universellement acceptée. Les différentes méthodes sont entachées d'erreurs plus ou moins grandes, mais difficilement quantifiables.

Dépôts atmosphériques

Aux deux sites, les résultats ont montré qu'aucune quantification des dépôts atmosphériques n'est requise. Ceci indique que l'ordre de grandeur de l'apport est négligeable vis-à-vis des autres apports et transformations, à la fois au Québec et en Suède. De plus, la quantité totale d'azote ainsi ajoutée annuellement au système est généralement trop faible pour avoir un impact sur la production. Le processus d'apport d'azote par les dépôts atmosphériques peut donc être négligé sans conséquence sur l'évaluation du lessivage des nitrates. La faible influence des dépôts atmosphériques et le fait qu'il n'est pas nécessaire de les quantifier sont intéressants car si les dépôts humides sont bien connus au Québec, l'évaluation des dépôts secs est très incertaine en raison du manque de données de surveillance.

Minéralisation nette

Le processus de minéralisation nette s'est révélé important pour les deux sites, avec des coefficients de sensibilité relatifs élevés pour tous les paramètres. L'importance du processus s'explique par le fait que le réservoir d'azote organique comprend plus de 95% de l'azote total du système et que la minéralisation nette constitue généralement le flux d'azote le plus important du cycle de l'azote du sol. Ce processus doit donc être conservé dans la représentation du cycle de l'azote du sol. Peu de travaux ont étudié

le processus de minéralisation nette d'une façon directement applicable à un modèle de simulation. Les taux de minéralisation obtenus en laboratoire s'appliquent généralement à l'ensemble de la matière organique du sol, alors que les modèles divisent en général la matière organique du sol en plusieurs réservoirs selon leurs vitesses de décomposition. Ces vitesses sont difficiles à évaluer. Par contre, l'efficacité de l'activité microbienne se mesure relativement bien en laboratoire. Le ratio carbone/azote se mesure lui aussi facilement, mais peut varier dans l'espace et dans le temps, ce qui peut rendre une valeur ponctuelle peu représentative de l'ensemble du site. La méconnaissance des paramètres reliés à ce processus est très importante car de façon générale, ceux-ci nécessitent une évaluation très précise.

Nitrification

Aux deux sites, les deux paramètres testés et reliés à la nitrification se sont avérés peu influents sur le résultat, mais doivent être évalués au moins approximativement dans leur intervalle respectif. Ce processus est non négligeable dans la représentation du cycle de l'azote du sol, du fait qu'il régularise la formation des nitrates. Même s'il y a de plus en plus de travaux concernant l'acquisition des paramètres représentant la nitrification, l'évaluation des taux de nitrification est encore teintée d'incertitudes. La mesure du ratio nitrates/ammonium est plus facile et réalisée couramment. Par contre, ce ratio varie beaucoup dans le temps et dans l'espace, ce qui rend une évaluation ponctuelle peu représentative du site. Toutefois, les difficultés d'évaluation sont sans importance puisque la valeur exacte de ces paramètres n'est pas requise pour obtenir une bonne précision des résultats du modèle, et une valeur approximative provenant de travaux similaires convient.

Prélèvement par les plantes

Le prélèvement par les plantes s'est avéré de grande importance dans le cycle de l'azote du sol, mais la prise en compte de la redistribution de l'azote inorganique excédentaire semble superflue. Toutefois, la grande influence d'un des paramètres utilisés (paramètre théorique et difficile à quantifier) questionne la représentation mathématique adoptée. La plupart des paramètres utilisés dans le prélèvement par les plantes représentent des caractéristiques de la culture qui peuvent être évaluées précisément. Par contre, le taux réel de prélèvement ne représente pas une réalité mesurable. De plus, ce paramètre a une grande influence sur le résultat et nécessite une évaluation très précise. Puisqu'il ne peut être mesuré ni évalué à partir de la littérature, ce paramètre est généralement ajusté selon la culture étudiée (l'ajustement est une procédure itérative permettant d'identifier la valeur d'un paramètre lorsqu'il ne peut être évalué physiquement). La représentation du prélèvement mérite donc d'être améliorée.

Dénitrification

Aux deux sites, la vitesse maximale de la dénitrification est importante et nécessite une évaluation très précise, alors que la constante de demi-saturation influence assez peu le résultat. Le processus de dénitrification est donc important dans le cycle de l'azote du sol. L'évaluation des paramètres impliqués dans la dénitrification est difficile car les

mesures sur le terrain se font à l'échelle macroscopique alors que le processus est basé sur la diffusion de l'oxygène et a lieu à l'échelle des micropores du sol. Ces mesures au champ sont longues, compliquées et coûteuses. Par ailleurs, la dénitrification varie énormément dans l'espace. Ce processus, reconnu comme étant le moins bien connu du cycle de l'azote du sol, est très influent sur le lessivage des nitrates et ses paramètres requièrent une assez grande précision.

Facteurs abiotiques
Au site de St-Augustin, les deux paramètres du facteur abiotique de température (température limite des processus thermiques et coefficient des cinétiques thermiques) sont importants. Il en va de même pour le contenu en eau limite de la dénitrification, alors que les contenus en eau limites des processus aérobies sont peu importants. Au site de Mellby, presque tous les paramètres sont importants. Cette différence pour le facteur abiotique de teneur en eau s'explique par une différence des régimes hydrologiques. Puisqu'il est difficile de connaître a priori la température et la teneur en eau du sol, il est légitime de conclure que tous les facteurs abiotiques sont pertinents dans la représentation des processus auxquels ils s'appliquent. Ces résultats confirment la théorie voulant que la température et la teneur en eau du sol sont des facteurs importants pour les processus du cycle de l'azote dans le sol. La représentation mathématique des facteurs abiotiques est assez répandue, ce qui facilite l'évaluation des paramètres à partir de travaux antérieurs.

5.2 Implications pour le développement de l'outil

La plupart des modèles simulant le transport des nitrates dans le sol nécessitent l'évaluation d'un grand nombre de paramètres dont l'acquisition est souvent ardue. Il est important de connaître l'impact d'une imprécision des paramètres sur le résultat escompté afin d'utiliser ce dernier à sa juste valeur. La modélisation mathématique est une représentation abstraite et simplifiée de la réalité. Lorsque cette réalité est le résultat d'interactions complexes entre phénomènes physiques et activités biochimiques, le résultat d'une telle représentation ne peut être qu'imparfait. Une analyse de sensibilité permet d'identifier les sources d'imprécision et guide l'utilisateur vers un usage plus performant du modèle et plus rationnel des résultats. Le but était donc d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. L'analyse de sensibilité du modèle SOILN a été réalisée et les paramètres et processus les plus influents sur le lessivage des nitrates ont été identifiés.

L'analyse de sensibilité a été faite pour deux sites réels de culture afin de mettre les résultats en perspective et d'élargir leur portée; les grandes conclusions s'appliquent de la même façon aux deux sites. Un seul processus, celui des dépôts atmosphériques, s'est avéré peu utile dans la représentation du lessivage des nitrates; il pourrait être omis sans que le résultat ne s'en ressente. Le processus de nitrification quant à lui est un chaînon important dans le cycle de l'azote, mais les paramètres qui le représentent peuvent être évalués approximativement. Par contre, les processus de minéralisation

nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification, en plus d'être essentiels dans le modèle, utilisent des paramètres nécessitant une évaluation rigoureuse si on veut assurer une relative précision à l'évaluation du lessivage. Il est toutefois particulièrement difficile de quantifier ces paramètres avec précision à cause surtout des méthodes de mesure compliquées et coûteuses. Quant aux facteurs abiotiques, l'analyse de sensibilité a confirmé leur nécessité dans le cycle de l'azote et souligné que leur influence sur le résultat varie beaucoup selon le climat et le régime hydrologique du site étudié.

Ceci a démontré l'importance d'une quantification précise de la majorité des paramètres étudiés pour l'obtention de résultats fiables. Elle a souligné aussi que la plupart des paramètres les plus influents sont relativement difficiles à évaluer. Il est donc important d'élaborer des techniques de mesures simples et fiables pour quantifier les paramètres les plus influents et de s'assurer que l'expression mathématiquement dans laquelle ils sont utilisés représente adéquatement la réalité. Pour les paramètres les plus imprécis et pour lesquels le modèle est particulièrement sensible, il est important d'envisager une alternative pour la représentation du processus qui permettrait de s'affranchir de cette double difficulté.

6. CONTRAINTES DE DÉVELOPPEMENT

Les contraintes établies pour le développement du modèle d'évaluation peuvent être résumées dans le tableau ci-après:

Caractéristique	Qualités ou contraintes visées
Modèle de gestion	facilité d'utilisation, accessibilité des paramètres
Modèle à approche stochastique	variabilité spatiale et temporelle des paramètres
Modèle vertical unidimensionnel compartimenté	bilan vertical jusqu'à la nappe, zonation du sol
Modèle hydrologique et biochimique	bilan des écoulements d'eau, cycle de l'azote
Pas de temps journalier	précision et reproductibilité des résultats, base journalière de l'information, temps de calcul raisonnable
Modèle à structure modulaire	besoins spécifiques variables, adaptabilité future, souplesse d'utilisation

L'outil visé doit permettre de simuler différentes situations de sol, de climat, de cultures et de fertilisation. Il appartient à l'utilisateur de définir adéquatement le scénario qu'il désire évaluer mathématiquement et d'établir les paramètres de simulation en conséquence. La structure modulaire du modèle doit être conçue pour présenter une grande flexibilité d'utilisation. Un module (HydriFlux) simule le transport d'eau dans le sol et peut être complété par les options drainage et cultures. Un autre module (NitriFlux) permet de représenter tout ce qui a trait aux transformations de l'azote dans le sol et peut être utilisé avec ou sans l'option culture. Cette structure modulaire permettra plus tard d'ajouter d'autres modules comme par exemple un module PestiFlux, simulant le devenir et les transformations des pesticides dans le sol.

6.1 Concept d'approche stochastique de simulation

Considérant la grande variabilité spatiale et temporelle des paramètres et facteurs conditionnant les processus hydrologiques et ceux du cycle de l'azote, une approche de modélisation stochastique doit être utilisée. Dans cette approche, les paramètres ne sont pas représentés par une valeur moyenne comme il en est le cas dans les modèles

déterministes purs, mais par les caractéristiques de leur distribution spatiale ou temporelle. Ainsi, un paramètre suivant une distribution normale est caractérisé par la moyenne et l'écart type de la distribution de ses valeurs naturelles.

Parmi les différentes approches stochastiques de modélisation, la technique de Monte Carlo est la plus fréquemment utilisée. Elle consiste à réaliser un ensemble de simulations déterministes pures pour chacune desquelles les valeurs de paramètres sont tirées aléatoirement (tirage Monte Carlo) sur les distributions statistiques déclarées des valeurs naturelles de chaque paramètre. Cet ensemble de simulations est considéré comme étant représentatif de l'ensemble des conditions locales statistiquement susceptibles d'être rencontrées dans l'espace étudié (ici le champ agricole). L'utilisation de cette technique repose sur deux hypothèses de travail.

Premièrement, la distribution de chaque paramètre est assumée aléatoire dans l'espace. Ceci nécessite donc que les paramètres ne soient pas autocorrélés à l'échelle du champ, c'est-à-dire que la valeur de l'un d'eux en un point du champ soit indépendante de sa valeur ailleurs dans le champ. L'application de la géostatistique sur plusieurs paramètres a montré qu'à l'échelle du champ, cette hypothèse est acceptable, puisque le champ et donc la distribution des différents paramètres sont considérés homogènes. Dans le cas d'hétérogénéités marquées, cette hypothèse n'est plus valable. Il est alors nécessaire de réaliser deux ou plusieurs ensembles indépendants de simulations.

La deuxième hypothèse porte sur l'indépendance des paramètres entre eux, c'est-à-dire sur leur non corrélation. Des travaux précédents de l'équipe ont montré que cette corrélation à l'échelle d'un champ homogène est très faible, et que l'influence de sa non prise en compte dans un modèle stochastique (modèle VulPest) est négligeable. La technique de Monte Carlo est donc applicable sans biais dans les résultats.

6.2 Stratégie de simulation

La démarche stochastique impose la nécessité d'effectuer un nombre élevé de simulations. Considérant la grandeur de la variabilité potentielle des différents paramètres, il est recommandé d'effectuer entre 100 et 1000 simulations. Plus le nombre est élevé, plus la représentation statistique des résultats sera réaliste compte tenu des données d'entrées, mais plus le temps nécessaire pour simuler un scénario sera élevé.

L'utilisateur doit identifier le début et la fin de la période de simulation. La première date peut se situer n'importe où dans l'année, mais il est fortement déconseillé de débuter une simulation au milieu de l'hiver ou pendant la saison de croissance végétale, puisque certains phénomènes ne seraient pas représentés dans leur intégralité (accumulation de neige, croissance des plantes, ...), et qu'ainsi des biais d'évaluation pourraient survenir. Le moment conseillé pour le début d'une simulation est l'automne (à la fin de la culture) ou le printemps (après la fonte de la neige).

7. DESCRIPTION SCIENTIFIQUE ET TECHNIQUE DU LOGICIEL AGRIFLUX

Les paragraphes suivants décrivent les différents processus intervenant dans les phénomènes représentés dans le logiciel AgriFlux, expliquent et justifient brièvement l'option retenue.

7.1 Lois statistiques (distributions)

Comme mentionné précédemment, le modèle développé est de nature stochastique, c'est-à-dire qu'au lieu d'utiliser une valeur ponctuelle pour chaque paramètre, il donne à l'utilisateur la possibilité de définir la distribution statistique à laquelle appartient chacun des paramètres requis. Au moment de l'exécution, le modèle effectue le nombre de simulations demandé en piochant aléatoirement une valeur, pour chaque simulation stochastique, dans la distribution de chaque paramètre. Les distributions pouvant être déclarées pour les données d'entrée sont les distributions discrète, uniforme, normale, lognormale ou Bêta.

7.2 Profil de sol

Le modèle AgriFlux simule le transport de l'eau et des contaminants dans la zone non saturée du sol. Il faut donc pour cela définir le profil de sol jusqu'à la nappe phréatique. La position de la nappe correspond à la plus grande profondeur atteinte par celle-ci pendant l'année. Il convient aussi d'identifier s'il existe une couche imperméable immédiatement sous-jacente à cette profondeur maximale de la nappe, et à travers laquelle la nappe ne peut s'écouler librement. Dans ce cas, il est considéré que les écoulements dans la zone non saturée n'alimentent pas de nappe profonde. Dans le cas contraire (fond perméable), l'écoulement n'est pas limité en profondeur et un flux de recharge de la nappe est calculé.

Le profil doit être divisé en couches de sol physiquement homogènes. Pour chacune d'elles, il faut déterminer l'épaisseur, la conductivité hydraulique saturée, la composition sable-limon-argile, la porosité, la capacité au champ et le point de flétrissement. Ces paramètres devraient avoir fait l'objet d'une caractérisation sur le terrain, mais à défaut de disposer de toutes les données pour un site en particulier, certains d'entre eux peuvent être estimés à partir d'abaques ou de formules établies dans la littérature. Pour délimiter les couches homogènes, il est recommandé de se baser sur les horizons naturels du sol. Il peut cependant être nécessaire de définir plus de couches qu'il n'existe d'horizons (tel que deux (demi-)couches identiques pour un même horizon), comme par exemple pour placer des drains à la limite de deux couches. Évidement, plus il y a de couches, plus les calculs sont proches de la réalité physique, mais plus le temps de calcul augmente.

Figure 8: Modèle AgriFlux

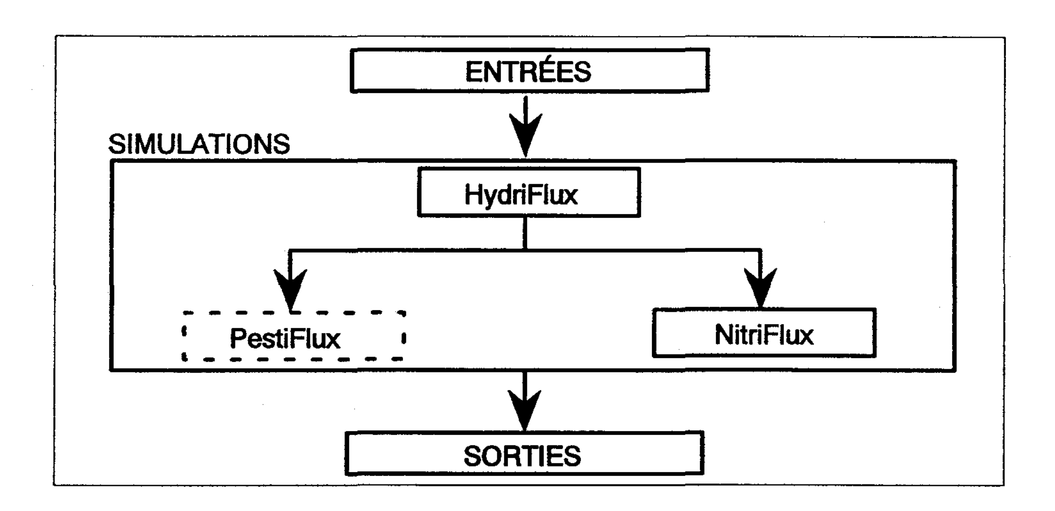
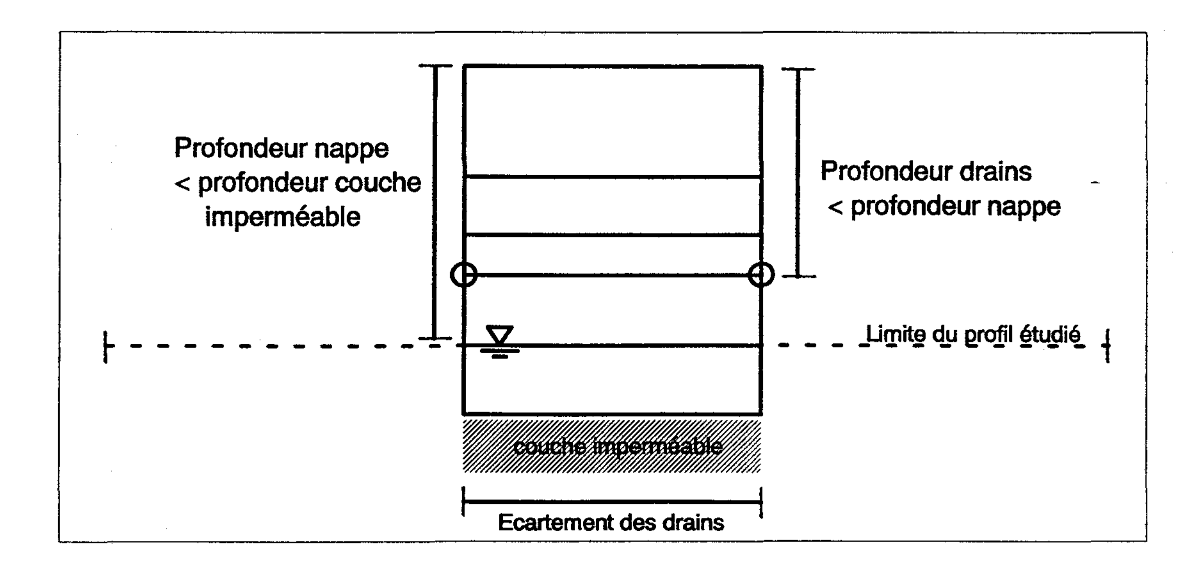


Figure 9: Profil de sol type



7.3 Températures du sol et de l'air

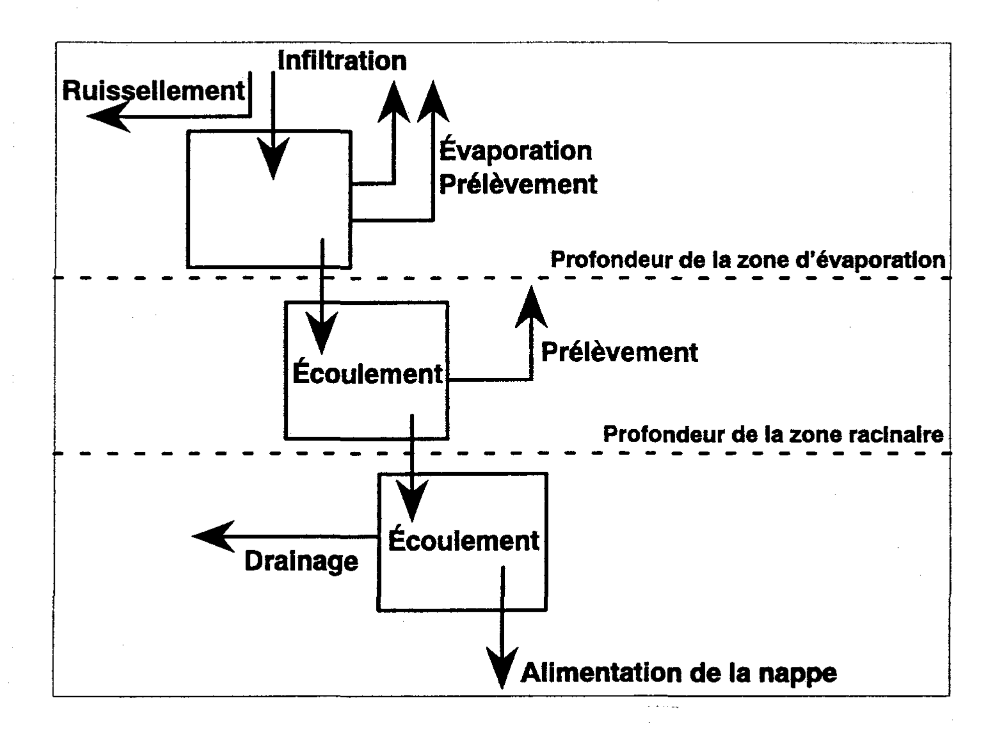
La température du sol influence les vitesses de réactions biochimiques du cycle de l'azote. Il est donc nécessaire de connaître la température journalière (pas de temps utilisé pour les calculs) dans chaque couche de sol. Le transfert de chaleur dans le sol, c'est-à-dire l'évolution de la température aux différentes profondeurs du sol, est représenté comme une fonction d'amortissement de la répartition sinusoïdale annuelle de la température de l'air. Cependant, durant l'hiver au Québec, la couverture de neige agit comme un isolant sur le sol, diminuant l'influence des températures de l'air et empêchant le sol de geler en profondeur. La fonction sinusoïdale, qui génère des températures du sol inférieures au point de congélation pendant la période hivernale, n'est donc pas adaptée pour cette saison. Une relation différente est utilisée pour la période de l'année durant laquelle il y a de la neige au sol. En admettant qu'il y a accumulation de neige dès le moment où la température de l'air passe sous 0°C, on peut alors représenter le système comme une colonne de sol à température homogène à l'extrémité de laquelle on applique un changement soudain de température. Dans notre cas de figure, nous considérons comme température initiale celle de la couche de sol concernée au moment où la température de surface passe en dessous de 0°C. La température appliquée à l'extrémité supérieure du sol est alors 0°C, correspondant à la température de la neige à la surface du sol.

La température de l'air est nécessaire pour identifier les deux jours (automne et printemps) où la température passe par 0°C et pour effectuer le calcul de la fonte de neige. Puisque les températures moyennes mensuelles de l'air sont utilisées pour le calcul des températures du sol et puisque les deux méthodes doivent être compatibles, l'approche choisie pour simuler les températures de l'air est dérivée de l'équation utilisée pour les températures du sol. Les températures de l'air requises sont les 12 moyennes mensuelles pour la région étudiée. Le déphasage du cycle est le jour où la température est la plus froide dans l'année (début de la fonction sinusoïdale), habituellement vers la fin du mois de janvier au Québec.

7.4 Patrons racinaires et croissance des plantes

Le prélèvement d'eau et d'azote par la plante est fonction de la densité de racines dans chaque couche. Il est donc nécessaire d'identifier le patron racinaire afin d'évaluer la fraction du prélèvement potentiel pour chaque couche. Le patron de densité racinaire dans le sol varie selon l'espèce cultivée. Dans la littérature, on reconnaît que la densité racinaire décroît à partir de la surface de façon exponentielle ou linéaire, ou qu'elle est constante pour tout le profil racinaire. La distribution exponentielle est considérée dans la littérature comme la plus fréquemment représentative du profil racinaire. Cette distribution est cependant difficile à définir pour les cultures, du fait que la courbe de densité correspondante est mathématiquement infinie, alors que le profil racinaire est fini (profondeur maximale).

Figure 10: Processus intervenant dans le bilan hydrique



Dans AgriFlux, les profils racinaires sont définis selon une autre approche, en trois dimensions. Cette approche repose sur la démonstration que la distribution exponentielle provient en fait d'un patron racinaire conique, que la distribution linéaire résulte d'un patron racinaire hémisphérique (ou hémi-ellipsoïdal) et que la distribution uniforme est le résultat d'un patron racinaire cylindrique.

Pour une culture annuelle, les racines subissent un cycle de croissance complet durant la saison végétative, c'est-à-dire que les racines croissent de zéro jusqu'au patron racinaire maximal en quelques mois, après quoi les racines meurent et sont naturellement incorporées à la litière du sol. Toutefois, la croissance des racines n'est en réalité pas uniforme pendant la période estivale. Elle dépend de plusieurs facteurs dont la température, l'humidité du sol, la concentration en certains ions, la compaction du sol et l'aération. La considération de ces facteurs limitatifs est relativement complexe et requiert plusieurs paramètres difficiles à obtenir. Afin de simplifier la représentation mathématique utilisée dans AgriFlux, la croissance racinaire s'effectue de façon constante (relation linéaire) entre l'émergence (profondeur des racines nulle) et la maturité de la plante (profondeur des racines maximale). Donc, à chaque jour, la densité de racines dans chaque couche est calculée selon un patron racinaire qui se rend jusqu'à la profondeur racinaire calculée pour la journée en question.

Dans le cas d'une culture pérenne considérée mature, la profondeur racinaire varie peu durant une saison de culture. La densité de racines dans chaque couche est considérée constante tout au long de la période de croissance et correspond à un patron racinaire se rendant jusqu'à la profondeur maximale spécifiée par l'utilisateur. Les cultures associées (simultanées) ne peuvent être définies individuellement dans la version actuelle du modèle. On peut toutefois les représenter avec la culture principale comme une seule culture équivalente à l'aide des caractéristiques résultantes (racines, besoins en eau et en azote).

7.5 Bilan hydrique

Les processus décrits dans les paragraphes suivants font partie du module HydriFlux. Les options simulant le prélèvement d'eau par la plante et le drainage peuvent être activées lorsqu'elles sont pertinentes pour le scénario étudié. Les précipitations constituent l'apport principal d'eau au sol et sont nécessaires pour le calcul des quantités d'eau qui s'infiltrent et ruissellent chaque jour. L'approche classique d'établissement des données journalières de précipitations est de les demander à l'utilisateur pour toutes les années qu'il veut simuler. Cette approche est laborieuse pour l'utilisateur du fait du grand nombre de données à saisir. De plus, elle se heurte généralement à l'absence de données qu'il est alors nécessaire d'inventer ou d'extrapoler. Finalement, elle ne permet pas de prendre en compte le caractère aléatoire des précipitations et la variabilité interannuelle manifestée par des années plus sèches et des années plus humides. En

ce sens, elle ne profite pas des avantages que présente la modélisation stochastique qui permet la prise en compte de la variabilité spatiale ou temporelle des paramètres.

Une autre façon d'obtenir les précipitations journalières consiste à les simuler à partir de la distribution connue des valeurs. Cette approche permet de générer un grand nombre de précipitations journalières à partir d'un nombre limité d'informations. Elle permet de générer aléatoirement des extrêmes statistiques secs ou humides. L'algorithme de calcul, développé dans HydriFlux consiste en trois étapes. Premièrement, une suite aléatoire de jours pluvieux est générée à partir du nombre annuel moyen de jours de pluie déclaré par l'utilisateur. Deuxièmement, pour les jours où il y a précipitation, un nombre est aléatoirement tiré entre 0 et 1 puis utilisé par la fonction de densité de probabilité inverse pour calculer une hauteur d'eau adimensionnelle, c'est-à-dire une fraction de précipitation mensuelle. En troisième lieu, cette valeur est multipliée par la précipitation moyenne mensuelle correspondante. Cette approche ne nécessite ainsi que les 12 valeurs de précipitations moyennes mensuelles et le nombre de jours de précipitations par année. Les précipitations moyennes mensuelles sont les mêmes pour toute la durée d'une simulation; mais puisque le nombre de jours de précipitations et la suite de jours secs et pluvieux varient de façon aléatoire, les précipitations journalières et mensuelles sont différentes pour chaque année de simulation.

Au Québec, la fonte de neige printanière constitue un apport d'eau important à la surface du sol. Au même titre que les précipitations, la fonte est à la base des calculs de ruissellement et d'infiltration. Durant la période de fonte, il est nécessaire de connaître pour chaque jour la hauteur d'eau rendue disponible. L'approche par degrés-jours est une alternative simple pour l'évaluation de la fonte, étant donné qu'elle utilise seulement la température de l'air comme facteur global représentant l'influence combinée des radiations, du vent, de la pluie et des échanges thermiques. On admet que les précipitations s'accumulent sous forme de neige à partir du moment où la température de l'air passe sous zéro à l'automne et ce, jusqu'au jour où la température de l'air devient supérieure à zéro au printemps. A ce moment (début de la fonte), un facteur de réduction est appliqué à la quantité totale de précipitations tombées pendant la période hivernale, afin de représenter approximativement l'état printanier du couvert de neige (évaporation, balayage par le vent). Plus précisément, ce facteur représente la fraction d'équivalent d'eau des précipitations totales de l'hiver qui reste au champ lorsque la fonte débute. Il ne représente donc pas le phénomène de compaction de la neige qui ne modifie nullement le contenu en eau de la couche de neige. Le mûrissement du stock de neige a été ajouté à la méthode des degrés-jours afin de décaler le début de la fonte de quelques jours. Les premiers jours de fonte servent à saturer le stock de neige. L'eau de fonte s'accumule ainsi dans la couche de neige jusqu'à ce que la rétention globale atteigne un certain pourcentage de l'équivalent en eau de la neige. Au-delà de ce seuil, l'eau percole librement vers le sol où elle peut s'infiltrer de la même façon qu'une précipitation. Le pourcentage d'eau retenue dans le stock de neige est fixé dans HydriFlux à 10%, tel qu'admis par la littérature.

Le calcul de l'infiltration intègre les apports d'eau (précipitations et fonte de neige) et génère la quantité d'eau qui pénètre dans la première couche du profil de sol. Le calcul fournit le volume d'eau qui s'infiltre dans le sol à chaque jour. Le volume d'eau qui ne peut pas s'infiltrer représente le ruissellement. Cette approche est donc basée sur le calcul de l'infiltration plutôt que sur celui du ruissellement, ce qui constitue une représentation plus physique et réelle des processus. L'infiltration est calculée comme étant la valeur minimale entre le volume d'apport (précipitations et fonte) et le volume d'eau qui peut s'infiltrer dans la première couche. Le ruissellement a lieu lorsque la couche supérieure du profil de sol est saturée et ne peut donc plus recevoir d'eau. Si la pente du terrain est supérieure à 0, l'eau excédentaire est alors considérée comme entièrement ruisselée chaque jour. A l'opposé, si la pente du terrain est nulle, l'eau excédentaire s'accumule à la surface et peut s'infiltrer le jour suivant si les teneurs en eau de la première couche le permettent. Une évaluation approximative de la pente du terrain est donc suffisante.

Le prélèvement d'eau par la plante est la quantité d'eau extraite par les racines pour satisfaire les besoins en eau de la plante. Ce prélèvement permet d'établir le bilan en eau de chaque couche de la zone racinaire à chaque jour. La méthode développée dans HydriFlux consiste à associer une courbe normale à la courbe de prélèvement. Les caractéristiques connues de la culture permettent de définir entièrement la courbe (courbe normale limitée de part et d'autre de la valeur centrale à trois écarts-types). Dans le cas d'une culture annuelle, la courbe s'étale entre l'émergence et la maturité, tandis que dans le cas d'une culture pérenne, elle s'applique entre le début et la fin de la période de croissance. Pour une culture pérenne coupée, il y a autant de cloches successives qu'il y a de coupes durant l'été. La méthode de calcul considère ces bornes temporelles comme les valeurs à trois écarts-types, et le prélèvement annuel total d'eau comme l'intégrale sous la courbe. De plus, l'approche utilisée permet de gérer un déficit de prélèvement d'eau. Le déficit est accumulé durant sept jours consécutifs au-delà desquels, il est considéré que le manque d'eau du premier jour déficitaire ne peut plus être comblé par un apport subséquent. Ce déficit est accumulé pour toutes les couches et peut être comblé par un prélèvement d'eau dans n'importe quelle couche où l'eau est disponible. Cependant, l'effet du déficit d'eau sur la croissance n'est pas considéré.

L'évaporation est le transfert d'eau des couches superficielles du sol vers l'atmosphère géré par le gradient d'humidité. Ce processus est considéré dans le modèle comme intervenant après le prélèvement d'eau par la plante. Il est effectué en fonction du volume potentiel d'eau à évaporer du sol à chaque jour. L'approche utilisée par HydriFlux consiste à soustraire du sol les volumes d'eau nécessaires pour satisfaire l'évaporation potentielle journalière jusqu'à une profondeur maximale déterminée par l'utilisateur. Dans HydriFlux, l'évaporation potentielle journalière est obtenue en divisant l'évaporation potentielle mensuelle des mois où il y a évaporation par le nombre de jours du mois. A chaque jour, un volume d'eau est soustrait de la première couche, correspondant au minimum entre l'évaporation potentielle journalière et l'eau disponible dans cette couche (la teneur en eau d'une couche ne peut pas descendre sous le point de flétrissement).

Si l'évaporation potentielle n'a pu être comblée, l'eau est extraite de la couche suivante, et ainsi de suite jusqu'à la profondeur maximale d'évaporation. Les évaporations potentielles journalières sont les mêmes pour toutes les années simulées.

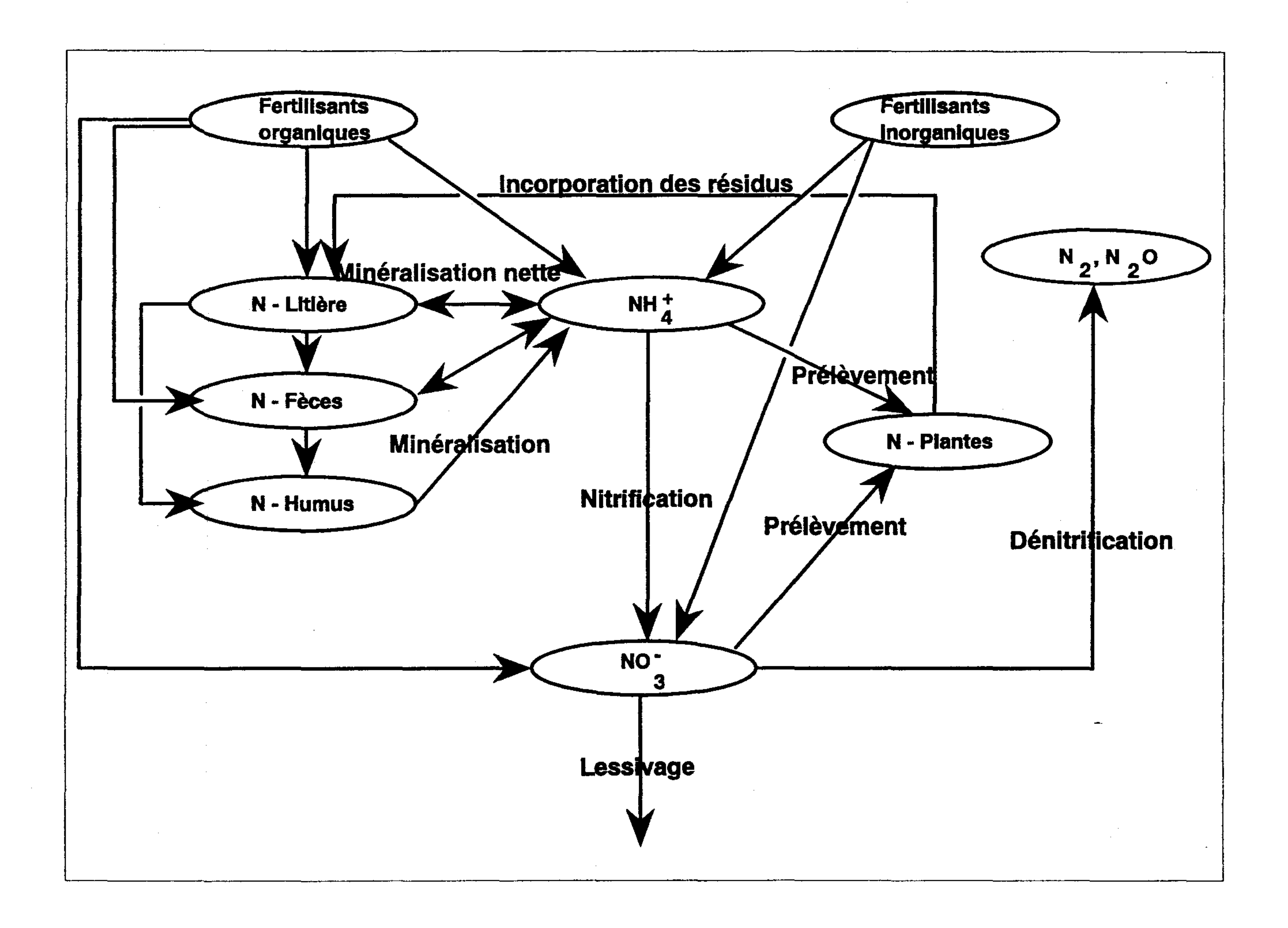
Afin de représenter adéquatement l'évapotranspiration (combinaison de l'évaporation du sol et du prélèvement par les plantes), lorsqu'il y a une culture en croissance l'évaporation potentielle est réduite à la différence entre l'évapotranspiration calculée à partir des données entrées par l'utilisateur et le prélèvement potentiel par la plante. Dans le cas d'un résultat négatif, l'évaporation potentielle du sol est nulle.

La percolation est le transport vertical de l'eau entre les couches du sol et vers la nappe phréatique. Les teneurs en eau et les flux d'eau journaliers entre les couches permettent le calcul du bilan hydrique et sont nécessaires à l'évaluation de la migration des nitrates. L'approche utilisée dans HydriFlux est de type conceptuel mécaniste. Elle est en effet basée sur la représentation des mécanismes (comme dans l'approche déterministe), mais cette approche est physiquement simplifiée de manière à être plus facilement modélisable mathématiquement. Chaque couche de sol est définie comme un réservoir. L'eau peut s'accumuler dans une couche jusqu'à ce que tous les pores soient remplis (saturation). Si la teneur en eau dépasse la capacité au champ, l'excédent peut s'écouler par gravité vers la couche suivante. Sous la capacité au champ, l'eau ne s'écoule pas mais peut être prélevée par les plantes (dans la zone racinaire) ou évaporée (dans la zone d'évaporation). La teneur en eau d'une couche ne peut cependant descendre en deçà du point de flétrissement car en dessous de cette teneur l'eau est fortement retenue au sol et devient peu ou pas déplaçable par prélèvement ou évaporation. L'écoulement d'une couche à la suivante s'effectue à la vitesse déterminée par la conductivité hydraulique (non saturée) de la première couche. Si le volume qui peut s'écouler dans une journée (i.e. quitter la première couche) excède le volume d'eau que peut recevoir la couche suivante (sans excéder sa porosité), c'est ce dernier volume (le minimum des deux écoulements possibles) qui représente la percolation. La conductivité hydraulique (non saturée) varie de plus dans le temps en fonction de la teneur en eau.

Le drainage artificiel de l'eau est une composante importante du bilan hydrologique de nombreux sols agricoles. Le drainage agricole vise généralement à rabattre la nappe d'eau souterraine sous la zone racinaire afin d'allouer une aération suffisante pour les racines. Ceci s'effectue à l'aide d'un système de drains disposés à intervalles réguliers dans le sol. Ces drains, en évacuant l'eau, entraînent alors les nitrates et pesticides qui y sont dissous. Le calcul du drainage doit représenter ce rabattement de la nappe en calculant les flux d'eau et d'azote journaliers correspondants. Il doit aussi tenir compte de l'écoulement vers la nappe profonde d'une partie de l'eau percolant des couches supérieures. L'approche développée dans HydriFlux considère que les écoulements de la zone saturée soumise à l'effet de drains parallèles confèrent à cette zone saturée le profil d'une demi-ellipse. Afin de conserver les volumes d'eau, la surface sous cette demi-ellipse doit alors être identique à la surface résultant du produit de la hauteur saturée (au dessus des drains) calculée dans HydriFlux, par la distance entre les drains.

Le volume d'eau drainé est alors calculé à partir de la pente moyenne équivalente de la demi-ellipse et des caractéristiques des différentes couches de sol (principalement la conductivité hydraulique non saturée).

Figure 11: Processus intervenant dans le cycle de l'azote



7.6 Le bilan de l'azote

Le cycle de l'azote est simulé lorsque le module NitriFlux est activé. La représentation générale du cycle de l'azote adoptée dans ce modèle est celle reconnue dans la littérature. Dans chaque couche, l'azote est présent dans six réservoirs. L'azote organique se retrouve dans les réservoirs Litière (résidus végétaux à décomposition rapide), Fèces (azote d'origine animale à décomposition rapide) et Humus (résidus végétaux à décomposition lente). Les deux premiers réservoirs sont doublés d'un réservoir de carbone qui gère la minéralisation nette. L'azote inorganique se retrouve dans les réservoirs Ammonium (NH_4^+) et Nitrates (NO_3^-). Le sixième réservoir est le réservoir Plantes. Il y a échanges d'azote entre les différents réservoirs par l'intermédiaire des processus biochimiques du cycle de l'azote. Les nitrates (la seule forme mobile de l'azote) migrent d'une couche à l'autre en fonction de la percolation car ils sont en solution dans l'eau.

Les amendements sont les apports organiques (fumiers, lisiers et résidus de récolte) et inorganiques incorporés aux différents réservoirs d'azote du sol. L'azote atmosphérique incorporé via les précipitations n'est pas considéré spécifiquement à cause de son influence très faible sur les bilans en azote du sol au Québec, mais l'utilisateur désireux d'en tenir compte pourra les intégrer sous forme fractionnée comme fertilisant inorganique. Les amendements peuvent être appliqués en plusieurs doses au cours de l'année, toutes les combinaisons de fertilisants étant permises. Pour chaque amendement, l'utilisateur doit identifier la date d'application mais le modèle peut déplacer l'application afin qu'elle coïncide avec une période relativement sèche: ceci permet de représenter les conditions réelles d'épandage qui doivent entre autres permettre la circulation de la machinerie au champ. Les apports de fumiers sont composés d'une partie de litière (paille ou autre substrat utilisé à l'étable), d'une partie de fèces (déjections animales) et d'une partie sous forme d'azote inorganique (ammonium et nitrates), chacune étant incorporée au réservoir correspondant. Pour chaque application, l'utilisateur doit identifier la composition du fumier utilisé. Il doit aussi spécifier si l'apport est incorporé au sol et à quelle profondeur. Les apports de lisiers sont composés d'une très grande proportion d'eau, laquelle est alors incorporée au sol au même titre qu'une pluie. La fraction solide se divise en une partie de fèces et une partie d'azote inorganique (ammonium et nitrates), chacune incorporée au réservoir correspondant. Comme pour le fumier, il appartient à l'utilisateur de définir la composition et la quantité de lisier ainsi que son mode d'application.

La perte d'azote par ruissellement est un phénomène relativement complexe dans la réalité, représenté dans le modèle de façon simplifiée. Le ruissellement d'azote a lieu lorsque la teneur en eau de la couche superficielle du sol ne peut permettre l'infiltration de toute l'eau précipitée, que la pente est non-nulle. Lorsqu'il y a ruissellement d'azote au champ, différentes formes d'azote migrent avec l'eau ruisselée.

L'azote organique et l'ammonium, qui ont tendance à s'adsorber aux particules de sol, ne peuvent être transportés qu'avec les particules érodés, alors que les nitrates migrent sous forme dissoute dans l'eau. Dans la présente version (1.0) du modèle, l'érosion n'étant pas simulée, seuls les nitrates sont considérés transportés par le ruissellement. La quantité exportée correspond à la fraction ruisselée du réservoir Nitrates des quelques centimètres (5 cm) supérieurs du profil de sol.

Un certain nombre de facteurs influencent l'activité microbiologique à la base des réactions biochimiques du cycle de l'azote (humidité, température, pH, présence de certains ions, ...). Dans NitriFlux, seuls les deux principaux facteurs sont pris en compte, ceux d'humidité et de température. Ils sont nommés "facteurs abiotiques" du fait de leur indépendance de l'activité microbienne du sol, et sont représentés sous la forme d'un facteur multipliant chacune des constantes de réaction. Les facteurs abiotiques sont calculés de façon journalière afin de représenter les variation de conditions d'humidité et de température du sol.

La minéralisation nette est la somme de deux phénomènes agissant en sens opposé, la minéralisation et l'immobilisation, l'importance de chacun étant déterminée par le rapport C/N du sol. La minéralisation est la transformation de l'azote organique en azote minéral par des bactéries aérobies. L'immobilisation est la transformation de l'azote inorganique (principalement sous la forme d'ammonium, mais parfois sous la forme de nitrates) à la forme organique par d'autres bactéries aussi aérobies. La minéralisation excédant généralement l'immobilisation, la résultante des deux processus est nommée minéralisation nette. Différentes représentations mathématiques de la minéralisation nette existent dans la littérature, les différences ayant principalement trait à l'ordre de la réaction et au nombre de réservoirs contenant la matière organique du sol. La représentation retenue est une réaction linéaire (réaction d'ordre 1), et utilise 3 réservoirs contenant la matière organique.

La nitrification est le processus par lequel les ions ammonium sont oxydés en ions nitrates. Le processus est principalement réalisé par des bactéries aérobies. La nitrification est représentée de différentes façons dans la littérature, les variantes provenant principalement de l'ordre de réaction privilégié. Dans AgriFlux, la réaction est d'ordre 1, telle que le plus généralement représentée et utilisée.

La dénitrification est la voie principale par laquelle l'azote passe du sol à l'atmosphère. La dénitrification biologique est la réduction des nitrates par des bactéries anaérobies. C'est un processus extrêmement complexe et jusqu'à date très peu étudié. Pour cette raison, les représentations utilisées dans les différents modèles sont extrêmement variables. L'approche préconisée dans NitriFlux est une cinétique de type Michaelis-Menten (c-à-d une réaction linéaire croissante jusqu'à une valeur maximale puis linéaire décroissante au delà de cette valeur).

Le prélèvement d'azote est la quantité d'azote extraite par les racines pour satisfaire les besoins en azote de la plante. Tout comme dans le cas du prélèvement d'eau par la plante, il existe plusieurs approches pour simuler ce processus. Puisque l'azote est prélevé en solution dans l'eau, l'approche développée dans NitriFlux est similaire à celle développée dans HydriFlux pour le prélèvement d'eau (assimilation de la courbe de prélèvement à une courbe normale). Puisque la plante prélève à la fois l'azote sous forme d'ammonium et de nitrates, le prélèvement s'effectue selon la disponibilité de chacun, tout en respectant dans chaque couche la fraction d'azote inorganique disponible pour le prélèvement et la fraction de racines.

Les nitrates constituent la seule forme de l'azote suffisamment soluble dans l'eau pour migrer avec celle-ci. Chaque jour, une concentration en nitrates est calculée dans chaque couche en divisant l'azote du réservoir Nitrates par l'eau contenue dans la couche. A chaque flux d'eau (ruissellement, drainage et lessivage) est ensuite associé un flux d'azote directement proportionnel à la concentration en nitrates dans l'eau de la couche concernée.

8. UTILISATION DU MODÈLE AGRIFLUX

Le logiciel AgriFlux est conçu de façon modulaire, ce qui permet une grande flexibilité d'utilisation. Cette structure permettra éventuellement de compléter les processus considérés dans le modèle par l'ajout d'autres modules (comme un module PestiFlux qui simulerait le devenir des pesticides en milieu agricole).

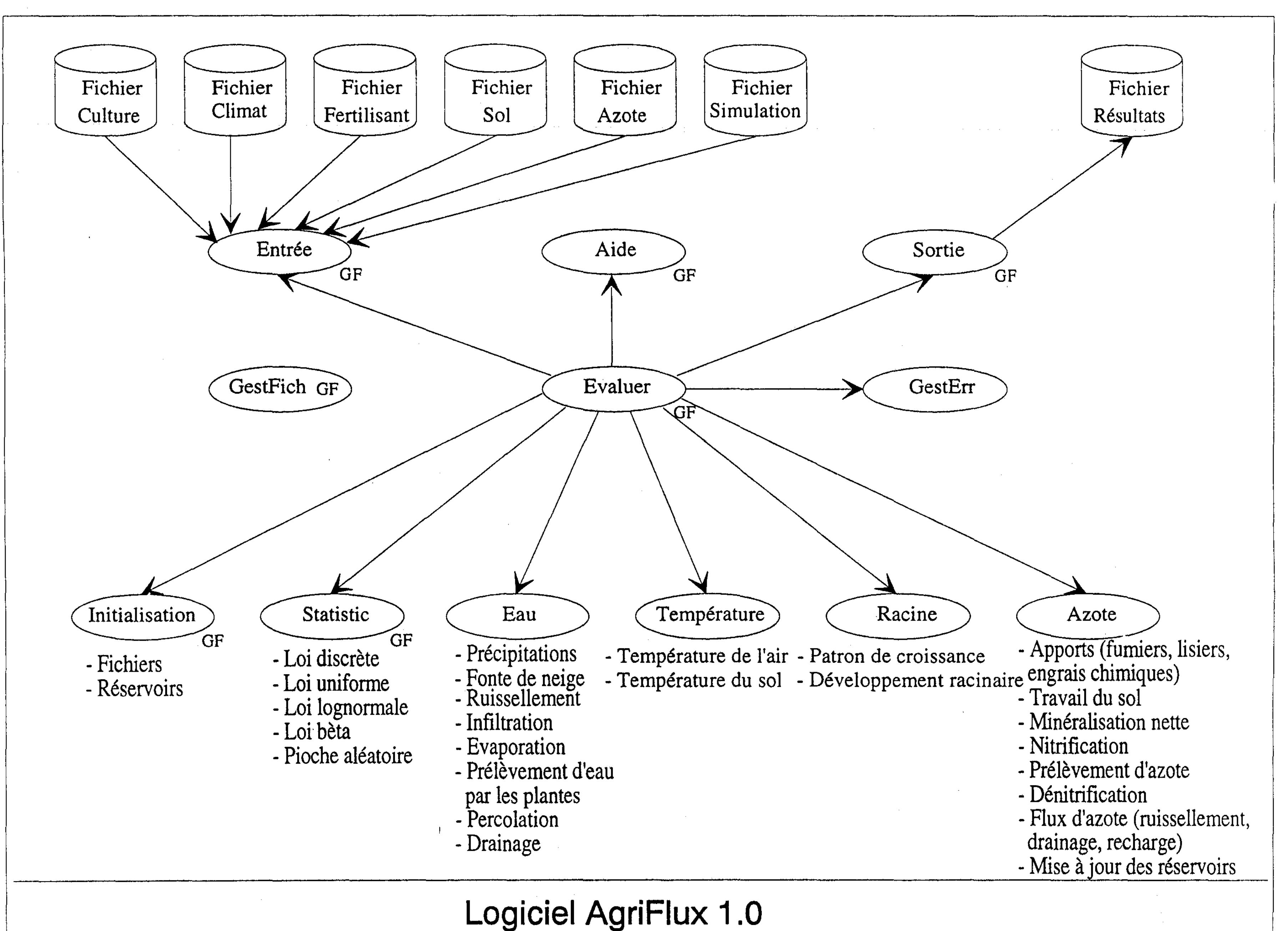
Le bloc ENTRÉES, permet de créer, de modifier et d'enregistrer les différents fichiers des données d'entrée requises. C'est aussi dans ce bloc que l'utilisateur définit la simulation et lance l'application.

Le bloc SIMULATIONS contient la structure même du modèle. On y retrouve le module HydriFlux qui simule tous les processus ayant trait au transfert de l'eau dans la partie non saturée du sol (précipitations, infiltration, ruissellement, prélèvement par les plantes, évaporation, percolation, drainage). Dans ce module, l'utilisateur peut choisir d'utiliser l'option Drainage, pour simuler la présence de drains agricoles, et l'option Cultures, qui simule le prélèvement d'eau par la plante. Le module NitriFlux contient les processus qui représentent les transformations de l'azote dans le sol (amendements, ruissellement d'azote, minéralisation nette, nitrification, prélèvement par les plantes, dénitrification, incorporation des résidus de récolte et flux de nitrates). Dans ce module, l'utilisateur peut décider d'appliquer des engrais (organiques ou inorganiques) sur son champ par l'intermédiaire de l'option Fertilisations. Le module PestiFlux (version subséquente) contiendra les processus ayant trait respectivement aux transformations des pesticides dans le sol. Le module HydriFlux est essentiel à toute simulation. Si l'utilisateur désire étudier uniquement la dynamique de l'eau dans le sol, il peut utiliser ce module indépendamment de NitriFlux. Si la dynamique de l'azote l'intéresse, il doit combiner les modules HydriFlux et NitriFlux. Les options relatives à chacun des modules peuvent être activées lorsque les modules concernés sont utilisés dans la simulation.

Le bloc SORTIES permet de visualiser graphiquement les résultats d'une simulation et d'effectuer certaines transformations sur les résultats.

8.1 Approche stochastique

Considérant la variabilité spatiale des paramètres et facteurs conditionnant les processus hydrologiques et ceux du cycle de l'azote, une approche de modélisation stochastique est utilisée dans AgriFlux. Dans cette approche, les paramètres ne sont pas représentés par une valeur moyenne comme c'est le cas dans les modèles déterministes purs, mais par les caractéristiques de leur distribution spatiale. Ainsi, un paramètre suivant une distribution normale est caractérisé par la moyenne et l'écart type de la distribution de ses valeurs naturelles. Les distributions pouvant être déclarées pour les données d'entrée sont les distributions discrète, uniforme, normale, lognormale ou asymétrique.



Logiciel AgriFlux 1.0

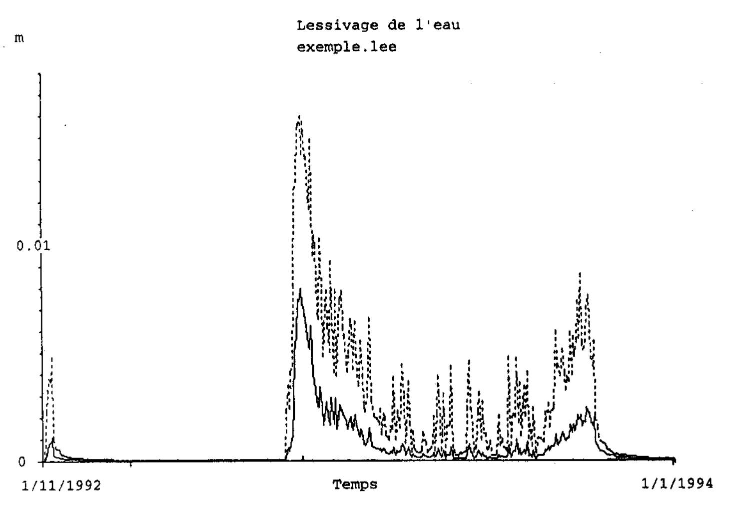
Parmi les différentes approches stochastiques de modélisation, la technique de Monte Carlo est utilisée dans AgriFlux. Elle consiste à réaliser un ensemble de simulations déterministes pures pour chacune desquelles les valeurs de paramètres sont tirées aléatoirement (tirage Monte Carlo) sur les distributions statistiques déclarées des valeurs naturelles de chaque paramètre. Cet ensemble de simulations est considéré être représentatif de l'ensemble des conditions locales statistiquement susceptibles d'être rencontrées dans l'espace étudié (ici le champ agricole).

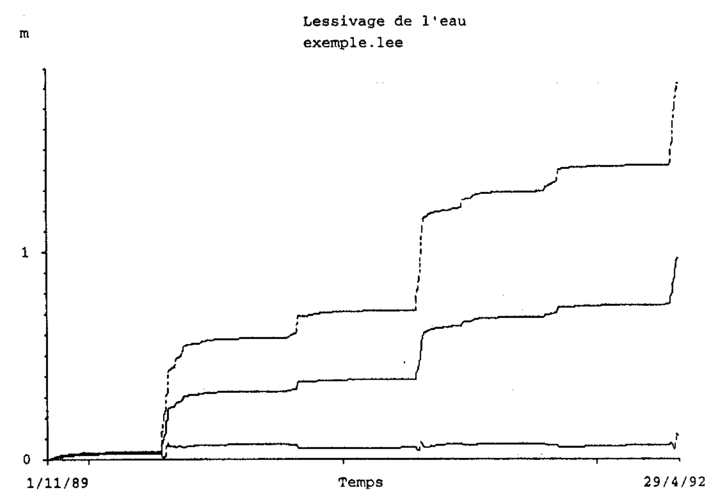
8.2 Fichiers d'entrée et de résultats

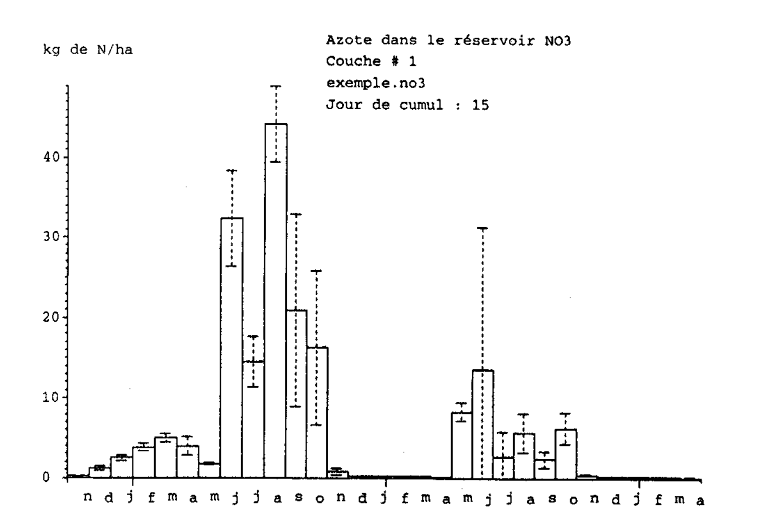
A priori, les fichiers d'entrées et de sorties sont stockés dans le répertoire par défaut, c'est-à-dire dans le répertoire où a été installé AgriFlux. Pendant une session de travail, l'utilisateur peut modifier ce répertoire par défaut en utilisant le chemin complet lors de la sauvegarde des fichiers. Les données d'entrée requises sont regroupées dans différents fichiers spécifiques selon la nature de l'information qu'ils contiennent. Il existe six fichiers de données concernant le profil de sol, les données climatiques, les pratiques culturales, les paramètres nécessaires à la simulation du cycle de l'azote, les données sur les fertilisants et leurs caractéristiques, et finalement les caractéristiques du scénario à simuler.

Par l'intermédiaire de l'interface usager, l'utilisateur peut créer de nouveaux fichiers de données, appeler des fichiers existants et en modifier les valeurs (les extensions, c'est-à-dire les trois lettres après le point identifiant le type de fichier, ne peuvent être modifiées). Il est recommandé de donner le même nom à tous les fichiers, les extensions permettant de les distinguer entre eux. Tous les fichiers sont de type ASCII et sont bâtis de façon à avoir une seule information par ligne. Ils peuvent être édités avec n'importe quel éditeur ou traitement de texte (ASCII) et être ensuite appelés par le modèle comme fichiers d'entrée. Le logiciel accepte n'importe quel nom (maximum de huit caractères) pour les fichiers, mais les extensions doivent être respectées sans quoi le logiciel ne reconnaît pas les fichiers au moment de la simulation.

AgriFlux génère quatre types de fichiers résultats différents: les fichiers de flux journaliers d'eau et de nitrates, les fichiers de flux cumulés d'eau et de nitrates, les fichiers de concentrations en nitrates des différents flux d'eau, et les fichiers contenant l'état des réservoirs de carbone et d'azote du sol à une date spécifiée par l'utilisateur. Le premier fichier et le dernier sont créés automatiquement lors d'une simulation et portent le même nom que le fichier *.SIM utilisé. Les deux autres fichiers sont créés à la demande de l'utilisateur par l'intermédiaire de l'interface usager à l'item RÉSULTATS du menu principal et l'utilisateur peut les nommer à son gré. Voir à la figure 13 des exemples de graphiques de résultats générés par AgriFlux.







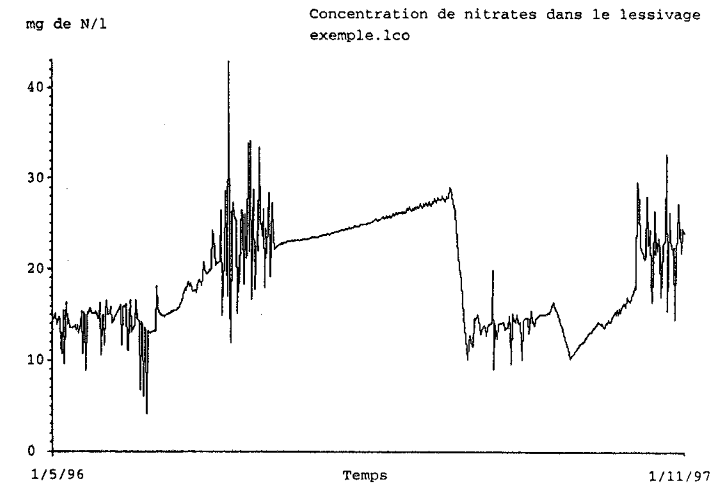


Figure 13: Exemple de résultats générés par AgriFlux

L'approche stochastique génère autant de résultats de flux journaliers (ruissellement, drainage et lessivage de l'eau et des nitrates) que sont réalisées de simulations stochastiques. Afin de limiter la taille des fichiers de résultats tout en conservant l'essentiel de l'information générée par les simulations, la moyenne et l'écart-type des flux journaliers d'eau et de nitrates sont calculés et enregistrés. Ceci permet de caractériser avec une précision suffisante l'importance et l'étalement des différents flux journaliers.

Le contenu (moyenne et écart-type) des différents réservoirs de carbone et d'azote du sol est aussi fourni automatiquement à la date spécifiée par l'utilisateur dans le fichier *.SIM. Chaque fichier de ce type contient l'état des réservoirs de toutes les couches du profil de sol défini dans le fichier *.SOL.

Les différents flux journaliers d'eau et d'azote peuvent aussi être cumulés (au mois ou à l'année) pendant la durée spécifiée par l'utilisateur dans l'item RÉSULTATS. Le calcul des flux cumulés crée un nouveau fichier résultat que l'utilisateur doit nommer. Il est à noter que la visualisation en graphique XY cumulé des flux journaliers d'eau ou de nitrates ne crée pas de nouveau fichier.

Les concentrations journalières en nitrates dans l'eau ruisselée, lessivée et drainée sont calculées à la demande de l'utilisateur (item RÉSULTATS) à l'aide des fichiers de flux d'eau et de nitrates correspondants. La valeur moyenne des flux journaliers est utilisée. Ce calcul crée un nouveau fichier résultat que l'utilisateur doit nommer.

Le logiciel attribue un nom à chacun des fichiers résultats créés automatiquement. Ce nom correspond au nom du fichier simulation utilisé (*.SIM), permettant ainsi de retracer les dates de simulations, les fichiers de données utilisés ainsi que les options retenues ayant généré les résultats en question. L'extension de trois lettres attribuée automatiquement décrit schématiquement la nature des résultats contenus dans le fichier. Si cette extension est modifiée, le logiciel ne reconnaît plus les fichiers et par conséquent ne pourra plus les manipuler (calcul des concentrations, des valeurs cumulées, graphiques). L'utilisateur peut donc modifier à sa guise le nom des fichiers résultats générés, mais les extensions doivent être respectées.

Comme dans le cas des fichiers d'entrée, les fichiers résultats sont de type ASCII et contiennent une information par ligne. Les résultats contenus dans les fichiers peuvent être visualisés graphiquement par l'intermédiaire de l'item RÉSULTATS du menu principal ou consultés par l'intermédiaire de n'importe quel éditeur, chiffrier ou logiciel graphique ou statistique.

8.3 Interprétation des résultats

Les résultats des valeurs de flux journalier d'eau permettent de dater les périodes durant lesquelles ont lieu la recharge des nappes d'eau souterraine, ainsi que les apports aux cours d'eau par le ruissellement ou par le drainage artificiel. Ils permettent de quantifier les contributions aux différentes ressources superficielles et souterraines et de caractériser leur distribution temporelle

Les résultats des valeurs de flux journalier de nitrates permettent de quantifier et de dater les pertes à l'environnement. Cette connaissance fournit une indication précieuse sur les périodes de vulnérabilité des ressources souterraines et superficielles, ainsi que sur celles des impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques.

Les flux cumulés d'eau quantifient l'importance de la recharge en eau de la nappe par infiltration, ainsi que la répartition des infiltrations en recharge de nappe et en drainage artificiel. Ils indiquent aussi la répartition des contributions aux eaux de surface provenant du ruissellement direct et du drainage artificiel.

Les flux cumulés de nitrates indiquent les pertes environnementales annuelles vers les différentes ressources superficielles et souterraines, et permettent de les comparer directement aux apports d'azote par fertilisation. De plus, l'évolution temporelle des pertes peut être étudiée pour des scénarios pluriannuels de fertilisations et de cultures.

Le rapport des flux de nitrates et d'eau rechargeant la nappe pour une ou plusieurs années, fournit une valeur de concentration moyenne représentative de celle que l'on pourrait observer dans la nappe. En effet, les différents flux journaliers se mélangent dans la nappe sous le triple effet des apports verticaux (constituant la recharge), des fluctuations verticales de la nappe (fonction des apports) et de l'écoulement horizontal naturel de cette nappe. La concentration moyenne peut alors être directement comparée à la norme de potabilité de l'eau ou à tout autre critère de qualité.

Les concentrations journalières en nitrates peuvent être comparées directement à des normes ou à des critères de qualité. Cette comparaison permet de quantifier les risques de contamination des ressources d'eau et les impacts potentiels sur les écosystèmes aquatiques.

Les valeurs de contenu en azote et carbone des différents réservoirs du sol renseignent sur la reconstitution ou l'appauvrissement du sol en matière organique. Elles permettent une comparaison directe de l'état initial et de l'état final du sol sous les pratiques étudiées.

9. TESTS DU LOGICIEL AGRIFLUX

9.1 Tests mathématiques et informatiques

La programmation de chaque processus a été accompagnée d'un ensemble de tests mathématiques et informatiques complets. Ainsi, chaque partie nouvellement développée a été testée mathématiquement d'abord de façon indépendante, puis par la suite une fois raccordée aux parties déjà existantes. Les résultats étaient comparés aux valeurs escomptées en regard des valeurs de paramètres utilisées, et les bilans étaient vérifiés. De par le choix des représentations mathématiques adoptées et des résolutions retenues pour leurs équations, le modèle ne peut présenter de pertes ou de biais numériques. Ceci signifie que le bilan boucle toujours à 100%. Dans une seconde étape informatique, le logiciel a subi un grand nombre de tests techniques et informatiques par un usage intensif tant auprès de plusieurs utilisateurs de l'équipe de l'INRS-Eau (développeurs et néophytes) que de personnes étrangères à son développement (chercheurs et étudiants de l'Université Laval, ministère des Forêts du Québec).

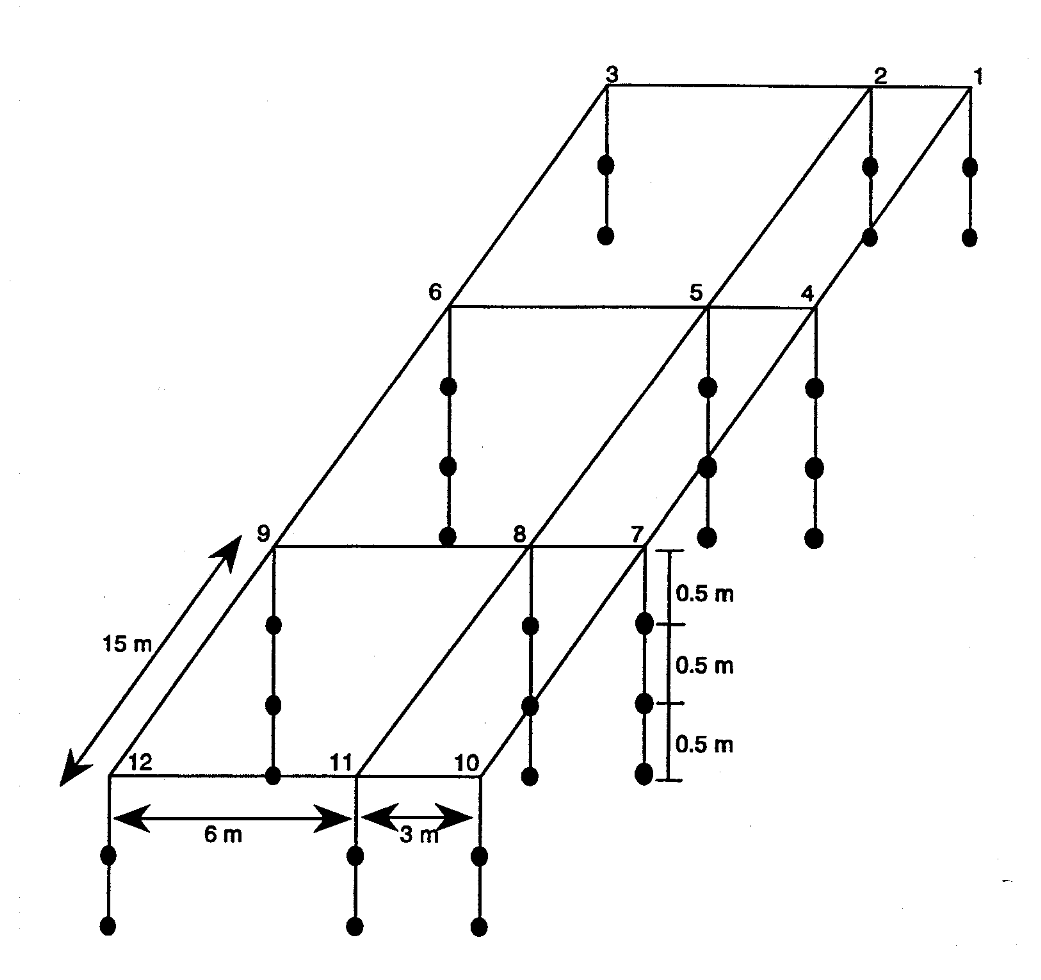
Son environnement de développement et de fonction sous Windows lui confère une grande convivialité d'utilisation et de grandes fonctionnalités de base. De plus, un ensemble de messages d'erreurs est inclus dans le logiciel garantissant une utilisation presque sans erreur possible de manipulation.

9.2 Tests scientifiques - validation

Le logiciel est actuellement en application intensive sur différentes données et différents contextes agronomiques (sites expérimentaux, pépinières agro-forestières, données de la littérature). Les premiers résultats obtenus concordent bien avec les observations de terrain et montrent la grande applicabilité de cet outil par rapport aux modèles plus courants orientés vers la recherche.

Nous présentons ici l'application du logiciel sur un site expérimental géré conjointement en 1991 et 1992 par l'INRS-Eau, le MENVIQ et le MAPAQ (Banton et Larocque, 1994, Larocque et Banton, 1994). Le site expérimental est situé à St-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de la ville de Québec, sur la station expérimentale du Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. La parcelle étudiée forme la limite inférieure d'une terrasse alluviale dont la pente varie entre 2% et 5%. Le sol est un loam sableux naturellement bien drainé apparenté à la série Saint-Antoine. Selon Clark et Globensky (1973) le socle rocheux est composé d'un schiste argileux et gréseux friable à une profondeur moyenne de 1,6 m. Un sondage réalisé à l'été 1990 a cependant révélé la présence à la limite sud de la parcelle d'un till grossier à la profondeur de 1,6 m jusqu'à une profondeur d'au moins 2,8 m.

Figure 14: Réseau de lysimètres installé à St-Augustin (dispositif de collecte des eaux interstitielles du sol)



La période d'échantillonnage s'étend de mai 1990 à octobre 1991, soit deux cycles végétatifs complets. Pendant cette période, la parcelle expérimentale a été cultivée en maïs sucré (cultivar Early Vee). Les taux d'application des pesticides et des fertilisants sont standard. Un semoir à maïs à deux rangs (modèle 56 international) a été utilisé pour le semis et un épandeur (Planet Jr.) a permis l'application de l'engrais en bandes de chaque côté des rangs de maïs. L'espace entre les rangs était de 1,15 m. À l'automne, le maïs est coupé et les résidus sont laissés au champ (la totalité des plants dans le cas de nos expériences). On passe par la suite un rotoculteur travaillant le sol à une profondeur de 7 à 13 cm et au printemps une petite herse à disque. Le semis a lieu à la fin du mois de mai et la coupe à la mi-octobre de chaque année.

Des lysimètres avec tension ont été utilisés afin de suivre la qualité des eaux interstitielles percolant dans la zone non saturée. Les lysimètres avec tension (Hoskin Soil Moisture Model #1920 avec capsule en céramique poreuse) ont été installés en décembre 1985 par le ministère de l'Environnement du Québec. Ils sont répartis en 12 stations, chacune étant constituée de deux ou trois lysimètres installés respectivement à la profondeur de 0,5 m, 1,0 m et entre 1,4 et 1,8 m. La figure 14 illustre la dispositif lysimétrique.

Échantillonnage de l'eau

Une tension de 60 kPa (0,6 bar) est appliquée pendant 15 à 24 heures avant l'échantillonnage sur les lysimètres. Par la suite, les échantillons sont recueillis dans des contenants "Nalgen" de 60 ml, rincés 7 fois à l'eau déminéralisée entre chaque utilisation. À partir du 11 septembre 1990, des bouteilles de verre de 250 ml ont été utilisées.

Des échantillons d'eau interstitielle ont été collectés sur les lysimètres entre juin et novembre 1990 et entre avril et octobre 1991 (il n'y a eu pas d'échantillonnage durant la période hivernale à cause de la couverture neigeuse et du gel du sol entravant l'infiltration). Au cours de l'été 1990, les échantillonnages ont été effectués deux fois par semaine immédiatement après la fertilisation de mai, puis sur une base hebdomadaire par la suite, et à tous les deux mois à partir du 15 août 1990. Au printemps 1991, les échantillonnages ont été effectués à nouveau sur une base hebdomadaire jusqu'à la mi-juin, puis de façon bimensuelle jusqu'à l'automne 1991. La collecte des eaux interstitielles a été réalisées dans le cadre des travaux de maîtrise de Trépanier (1992) et Chapdelaine (1992).

Les échantillons étaient acheminés au laboratoire dans un délai maximum de deux heures, pour être ensuite filtrés à l'aide de seringues sur des filtres en polycarbonates (Nucléopore) de 0,4 micron afin de ne conserver que la partie dissoute. Les concentrations en nitrates ont été déterminées par chromatographie ionique avec un délai maximum de 48 heures pendant lequel les échantillons étaient conservés à une température de 4°C. Le chromatographe utilisé (DIONEX; Auto Ion System 12 Analyser) était pourvu d'une précolonne HPIC-AG3, d'une colonne HPIC-AS3 et d'un supresseur

Anion Micromenbrane Suppressor AMMS-1. Des essais ont permis de situer la limite inférieure de détection pour les échantillons analysés avant le 25 septembre à 0,02 mg $N\text{-}NO_3$/l et la précision relative à 2,3 % pour une concentration de 0,1 mg $N\text{-}NO_3$/l.

Échantillonnage de sol

Les échantillons de sol ont été prélevés l'aide d'une tarière à main à 20, 50 et 90 cm de profondeur et conservés dans des sacs en polyéthylène pour éviter toute perte d'humidité. Une seule station de prélèvement de sol était aléatoirement localisée sur la parcelle. Les échantillons de sol ont été prélevés de façon bimensuelle entre juin 1991 et octobre 1991.

Les échantillons de sol étaient acheminés au laboratoire dans un délai maximal de 3 heures. Ils ont été séchés à l'air libre à la température de la pièce pendant 24 heures. Le sol est ensuite passé sur le tamis de 2 mm. Cinq grammes sont utilisés pour l'extraction dans 25 ml de KCl 2N. Après agitation, le mélange est filtré sur filtre 8 microns (Watman no. 40). Le filtrat est conservé au réfrigérateur (4°C) jusqu'au moment de l'analyse chimique. L'analyse des nitrates est effectuée dans les plus brefs délais de la même façon que pour les eaux interstitielles.

Simulations

Les simulations ont été effectuées pour la période du 1er mai 1986 au 30 novembre 1991. Cette durée permet de représenter un système à l'équilibre. Pendant toute cette période, la parcelle a servi à la culture du maïs sucré et a reçu des engrais minéraux. Puisque la période d'échantillonnage s'étend uniquement de juin 1990 à novembre 1991, seule cette période est utilisée pour la comparaison des résultats mesurés et simulés.

Nombre de simulations	100
Date début de simulation	01/05/86
Date fin de simulation	30/11/91
État des réservoirs	mensuel
Jour pour l'état des réservoirs	15
Option Cultures?	oui
Option Azote?	oui
Option Fertilisants?	oui
Option Pesticides?	non

Les paramètres requis dans AgriFlux peuvent être classés en 6 groupes distincts: les paramètres décrivant la simulation, ceux relatifs au sol de la parcelle, ceux décrivant les conditions climatiques, ceux ayant trait aux cultures, ceux reliés aux fertilisations et ceux qui définissent le cycle de l'azote. Les paragraphes suivants présentent les paramètres utilisés pour représenter le site expérimental. Dans les tableaux suivants, les valeurs entre parenthèses indiquent les écarts-types (loi normale ou lognormale) et les abréviations indiquent la loi utilisée (**Disc**rète, **Unif**orme, **Norm**ale, **Log**normale).

Il est important de rappeler que les paramètres utilisés dans AgriFlux représentent tous des réalités physiquement mesurables. Aucun ajustement ni optimisation ne sont requis. Pour une description exhaustive des paramètres et des processus représentés dans AgriFlux, le lecteur peut se référer au manuel de l'utilisateur (Banton et al, 1993).

Parcelle (sol)

Le profil de sol est divisé en 3 couches (correspondant aux horizons naturels du sol) allant de la surface jusqu'à 1,15 m de profondeur. Les caractéristiques physiques de chaque couche sont extraits du mémoire de maîtrise de Jobidon (1990) et de Rawls et Brakensiek (1989).

Couche	**1**	**2**	**3**
Épaisseur (m)	0.35 Disc	0.4 Disc	0.4 Disc
Conductivité hydraulique (m/j)	2.808 (6.912) Log	5.357 (8.64) Log	6.566 (17.28) Log
Porosité (m^3/m^3)	0.447 (0.04) Norm	0.46 (0.039) Norm	0.44 (0.042) Norm
Capacité au champ (m^3/m^3)	0.26 (0.026) Norm	0.27 (0.027) Norm	0.21 (0.021) Norm
Point de flétrissement (m^3/m^3)	0.2 (0.02) Norm	0.18 (0.018) Norm	0.14 (0.014) Norm
% sable	53.3 Disc	54.6 Disc	66 Disc
% limon	24.7 Disc	25.9 Disc	19.5 Disc
% argile	22.1 Disc	19.5 Disc	14.5 Disc

Climat

Les moyennes mensuelles de précipitations et de températures utilisées proviennent des relevés météorologiques mensuels d'Environnement Canada pour la station située à l'aéroport de Québec, tandis que les évaporations moyennes mensuelles à St-Augustin proviennent d'Environnement Canada (1984). Dans tous les cas, les moyennes à long terme sont utilisées. Le taux de fonte est déduit du manuel de l'utilisateur. Le jour où la température est la plus basse est déterminé en utilisant le point minimum d'une parabole passant par les températures des 3 mois les plus froids. La fraction de neige au sol dépend du champ étudié.

Nombre de jours de précipitations				175
Jour où la température est la plus basse				21 Disc
Fraction de neige au sol au début de la fonte (m/m)				0.2 - 0.5 Unif
Taux de fonte de la neige (m/°C/jour)				0.0045 Disc
Précipitation (m)	janv. 0.0904 mai 0.086 sept. 0.1149	fév. 0.0847 juin 0.1027 oct. 0.0888	mars 0.0778 juil. 0.1189 nov. 0.0958	avril 0.0694 août 0.1094 déc. 0.1176
Température (°C)	janv. -11.7 mai 11.1 sept. 13.1	fév. -10.4 juin 16.6 oct. 7.2	mars -4.3 juil. 19.4 nov. 0.3	avril 3.5 août 17.9 déc. -8.7
Évaporation (m)	janv. 0 mai 0.1003 sept. 0.0644	fév. 0 juin 0.1104 oct. 0.0376	mars 0 juil. 0.1231 nov. 0	avril 0 août 0.0979 déc. 0

Cultures

Les données utilisées pour définir les caractéristiques des cultures proviennent des relevés de travaux au champ du MAPAQ (dates, pratiques culturales) et de la littérature (besoins en eau et en azote, rapports C/N des résidus et des racines, profondeur et patron racinaire).

Les dates relatives aux cultures de maïs sucré des étés 1986 à 1989 n'étant pas disponibles, des valeurs identiques à celles connues pour l'été 1990 sont utilisées. Les légères variations de dates d'une année à l'autre n'ont cependant pas d'impact significatif sur les flux de nitrates.

Culture	année 90	année 91
Date début de croissance	29/05/90	10/6/91
Date fin de croissance	30/09/90	30/09/91
Type de culture	annuelle	annuelle
Nombre de coupe(s)	1	1
Date(s) de coupe(s)	15/10/90	15/10/91
Travail du sol?	oui	oui
Date travail du sol	20/10/90	20/10/91
Profondeur travail du sol (m)	0.1 Disc	0.1 Disc
Besoin en eau (m)	0.4 Disc	0.4 Disc
Besoin en azote (kg N/ha)	120 Disc	120 Disc
Fraction de l'azote récolté	0.1 Disc	0.1 Disc
Fraction de l'azote résiduel	0.8 Disc	0.8 Disc
Rapport C/N des résidus	60 (6) Norm	60 (6) Norm
Rapport C/N des racines	25 (2.5) Norm	25 (2.5) Norm
Profondeur des racines à maturité (m)	0.95 - 1.05 Unif	0.95 - 1.05 Norm
Patron racinaire	conique	conique

Fertilisations

Les données de fertilisation proviennent des relevés de travaux au champ du MAPAQ pour la période à l'étude. La constante de dissolution de 0,2 permet de libérer entièrement l'apport inorganique (granules) en 5 jours.

Fertilisation	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Année	86	87	88	89	89	90	90	91	91
Date	14/5	22/5	27/5	29/5	4/7	29/5	26/7	10/6	22/7
Type	inorg	inorg	inorg	inorg	inorg	inorg	inorg	inorg	inorg
kg $N\text{-}NH_4$/ha	40 Disc	40 Disc	45.36 Disc	45.36 Disc	17 Disc	40 Disc	46.75 Disc	40 Disc	17 Disc
kg $N\text{-}NO_3$/ha	0 Disc	0 Disc	0 Disc	0 Disc	17 Disc	0 Disc	46.75 Disc	0 Disc	17 Disc
Cte dissol. (1/j)	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc	0.2 Disc

Cycle de l'azote

Afin de déterminer les conditions initiales des couches, on fait l'hypothèse que la litière s'est entièrement décomposée pendant l'hiver et que les réservoirs correspondants sont vides au début de la simulation. Puisque la simulation débute après la fonte des neiges, on pose aussi que les réservoirs NO_3 et NH_4 ont été entièrement lessivés et sont donc vides. Le pourcentage en matière organique de chaque couche (Lafrance et Banton, 1994) a permis de déterminer le contenu en N organique du sol, lequel est incorporé dans le réservoir HUMUS, soit le réservoir dans lequel l'azote se décompose le plus lentement.

Couche	1	2	3
C du réservoir LITIÈRE (kg C/ha)	0	0	0
N du réservoir LITIÈRE (kg N/ha)	0	0	0
C du réservoir FÈCES (kg C/ha)	0	0	0
N du réservoir FÈCES (kg N/ha)	0	0	0
N du réservoir HUMUS (kg N/ha)	11000 (1100) Norm	8600 (860) Norm	8700 (870) Norm
N du réservoir NH_4 (kg N/ha)	0	0	0
N du réservoir NO_3 (kg N/ha)	0	0	0

L'identification des paramètres du cycle de l'azote est une étape délicate et cruciale de la paramétrisation à cause à la fois de la rareté des données dans la littérature et de leur importance dans la génération de résultats fiables (Larocque et Banton, 1994). La possibilité dans AgriFlux de définir ces paramètres de façon stochastique (c-à-d. comme une distribution de valeurs probables) permet d'inclure cette méconnaissance dans la paramétrisation.

Les données requises dans cette application (tableau suivant) proviennent des valeurs trouvées dans la littérature, des travaux de Trépanier (1992) et de Lafrance et Banton (1994). Une attention particulière a été portée à la constante de dégradation de l'humus puisque d'une part celle-ci a été identifiée par Larocque et Banton (1994) comme un des paramètres dominant le cycle de l'azote dans de telles conditions, et puisque d'autre part les conditions initiales considèrent tout l'azote organique sous forme d'humus. La valeur choisie pour cette constante de dégradation se situe parmi les faibles valeurs usuellement trouvées dans la littérature, ce qui reflète d'une part le type de sol (loam sableux) peu propice à la dégradation de la matière organique, et d'autre part le climat de type nordique ne favorisant pas l'implantation d'une bio-activité optimale.

Constante de dégradation de la litière (1/j)	0.035 (0.0035) Norm
Constante de dégradation des fèces (1/j)	0.035 (0.0035) Norm
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière	0.5 (0.05) Norm
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces	0
Fraction de la litière passant à l'humus	0.15 (0.015) Norm
Fraction des fèces passant à l'humus	0
Rapport C/N du sol	4 - 10 Unif
Constante de minéralisation de l'humus (1/j)	2.75E-5 (2.75E-6) Norm
Fraction de l'azote inorganique disponible	0.1 (0.01) Norm
Rapport NO_3/NH_4 du sol	10 - 20 Unif
Constante de nitrification (1/j)	0.2 (0.02) Norm
Constante de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l)	10 (1) Norm
Constante de dénitrification (g N/m^2/j)	0.2 (0.02) Norm
Profondeur maximale de dénitrification (m)	1 (0.1) Norm
Patron de dénitrification	exponentiel

Concentrations en nitrates dans l'eau arrivant à la nappe

La figure 15 illustre la moyenne des concentrations en nitrates mesurées dans l'eau interstitielle à 1 m ainsi que les concentrations moyennes en nitrates dans l'eau interstitielles simulées à 1,15 m à l'aide d'AgriFlux. La comparaison s'étend de mai 1990 à novembre 1991. De façon générale, la courbe des concentrations simulées suit relativement bien les valeurs mesurées, particulièrement lors de l'augmentation automnale des concentrations (arrêt du prélèvement et augmentation du flux hydrique) et au moment du lessivage printanier induit par la fonte.

Durant les deux périodes estivales, les concentrations simulées sont toutefois légèrement plus élevées que les mesures au champ. Pour l'année 1991, la différence observée peut être reliée aux conditions de grande sécheresse de l'été. A plusieurs reprises durant les mois particulièrement secs de juin et juillet 1991 (voir figure 16), il y a eu absence d'eau dans certains lysimètres, ce qui réduit considérablement le nombre de données disponibles pour la comparaison. Le nombre limité de mesures obtenues ne représente sans doute pas la réelle variabilité spatiale des concentrations en nitrates de l'eau interstitielle. De plus, il faut mentionner que dans AgriFlux, les concentrations en nitrates dans l'eau atteignant la nappe sont calculées en fin de simulation en divisant les flux de nitrates exportés journalièrement par les flux d'eau sortant du profil à chaque jour. Lorsque les volumes d'eau quittant le profil sont extrêmement faibles, comme c'est le cas durant cette période estivale, les concentrations fournies en résultats peuvent être légèrement surestimées par des valeurs très faibles au dénominateur.

Figure 15: Concentrations en nitrates de l'eau mesurées à St-Augustin à la profondeur de 1 m et concentrations de l'eau calculées par AgriFlux

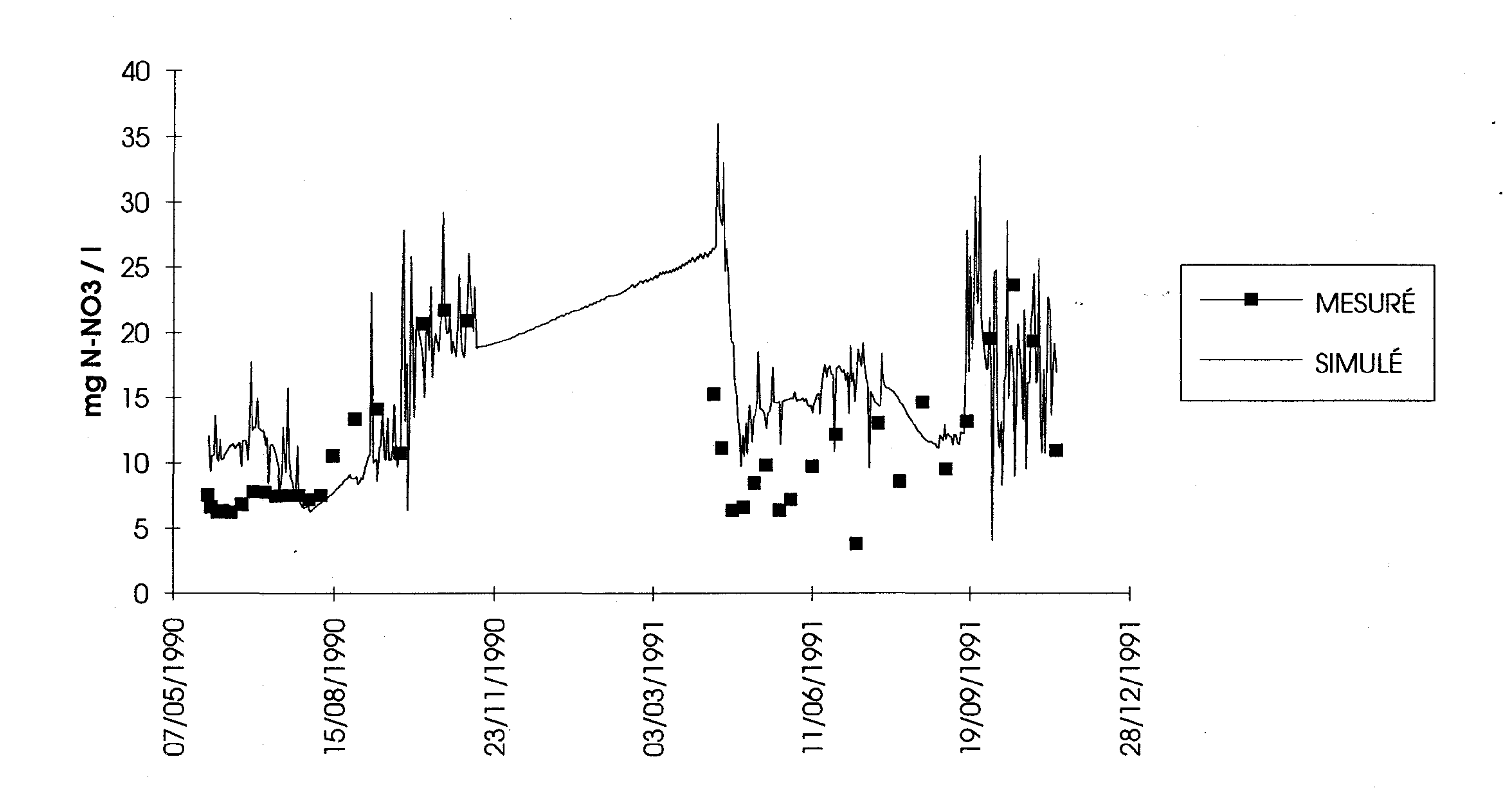


Figure 16: Précipitations mensuelles moyennes et précipitations de l'année 1991 (mesurées à l'aéroport de Québec)

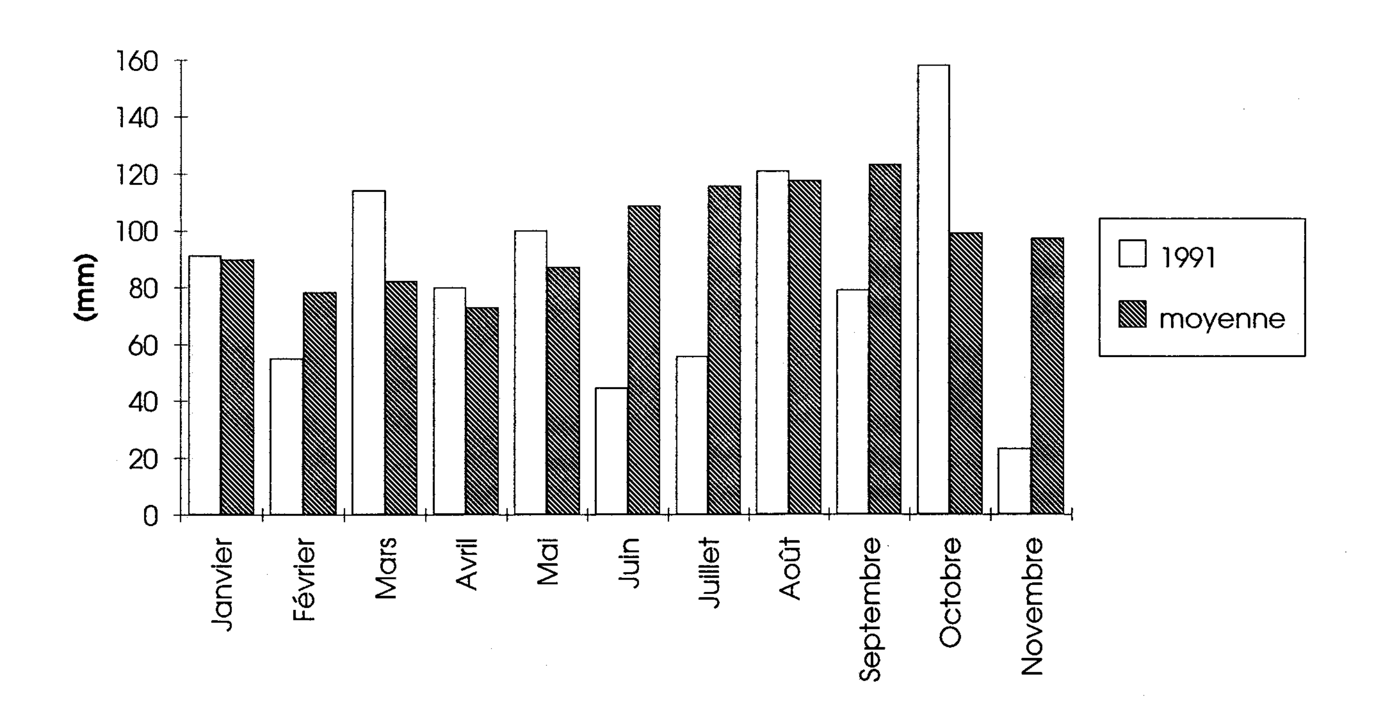
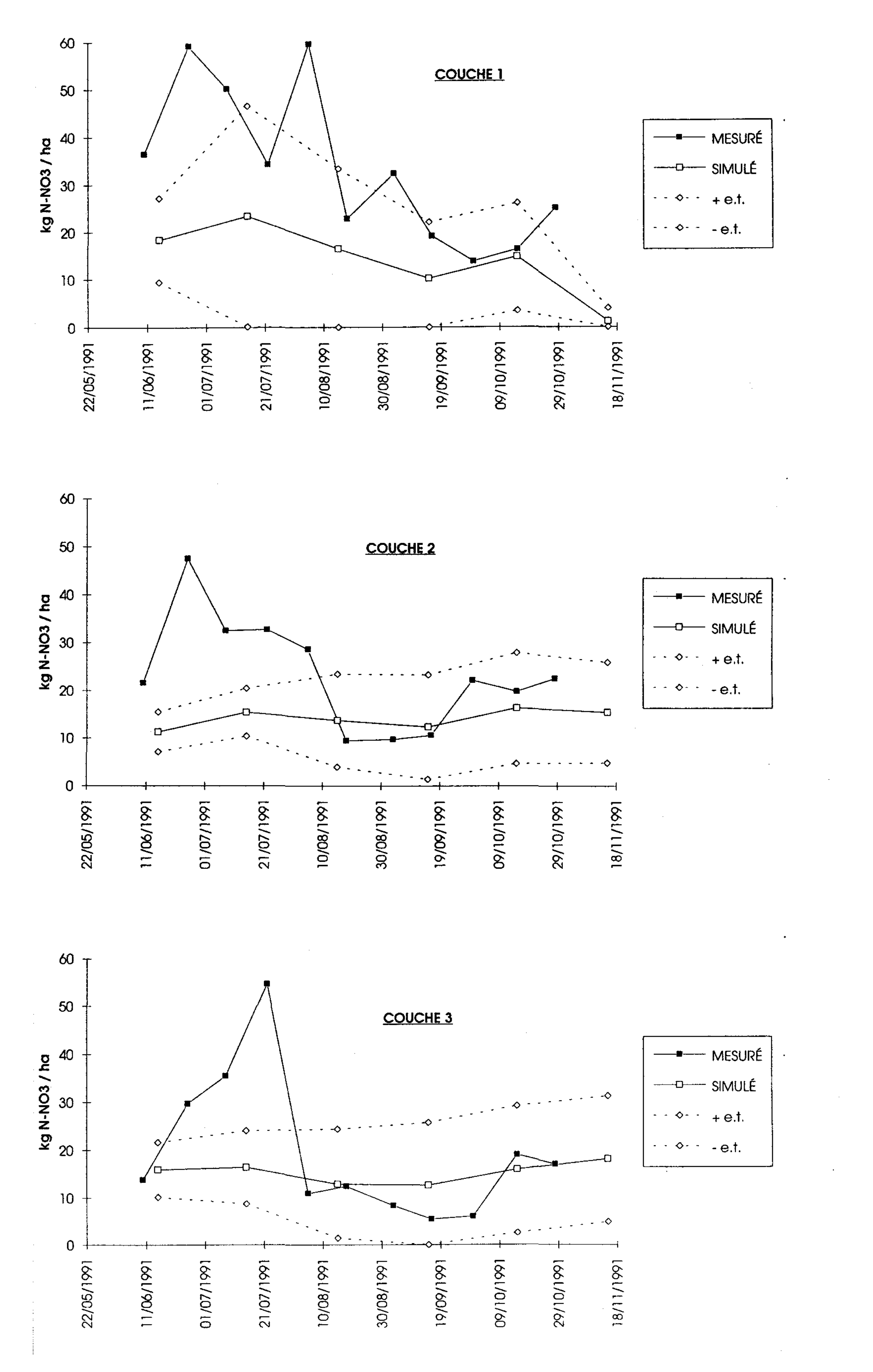


Figure 17: Concentrations en nitrates du sol mesurées à St-Augustin aux profondeurs de 0,5 m, 1 m et 1,5 m et concentrations dans le sol calculées par AgriFlux



Contenus en N-NO_3 dans le sol

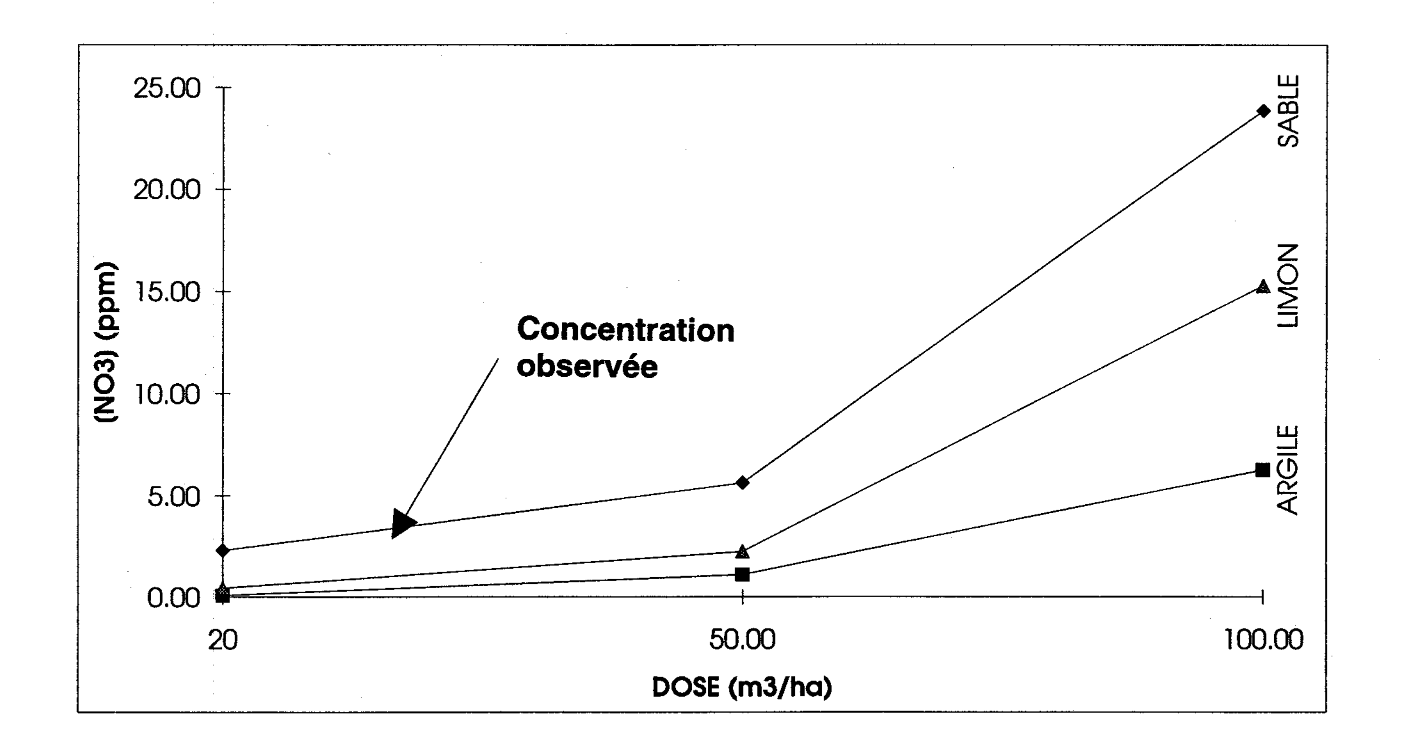
La comparaison entre les contenus en nitrates du sol à 20, 50 et 90 cm tels que mesurés au champ et simulés à l'aide d'AgriFlux s'étend de juin à novembre 1991 (figure 17). De façon générale, l'évolution des courbes de concentrations et l'ordre de grandeur des contenus en nitrates sont bien représentés par AgriFlux. Les variations rapides de contenus en nitrates mesurées au champ sont cependant plus atténuées avec AgriFlux. Ceci s'explique sans doute encore ici par les conditions météorologiques exceptionnellement sèches qui ont prévalu à l'été 1991, principalement durant les mois de juin et juillet pendant lesquels l'ajustement des courbes est le moins bon. Il faut toutefois rappeler qu'un seul prélèvement au champ à été de plus réalisée à chaque échantillonnage de sol, et qu'il n'est donc pas possible d'évaluer la variabilité spatiale de ces résultats de terrain.

Examinons le cas de la couche 1 puisque c'est dans cette couche que la majorité du prélèvement et de l'incorporation des résidus a lieu. Durant les mois de juin et juillet, il y a une augmentation des nitrates du sol sans doute causée à la fois par la faible demande en azote du maïs (qui est au début de sa période de croissance) et par les deux apports d'engrais inorganique. La baisse qui suit provient de l'augmentation du prélèvement alors que le maïs approche la maturité. L'accroissement du réservoir nitrates à l'automne est relié à l'absence de couvert végétal et à l'incorporation des résidus de récolte. Puisqu'il y a peu d'activité biologique et de prélèvement sous la première couche, la tendance pour les couches 2 et 3 est plutôt reliée à l'hydrodynamique de la parcelle. La sécheresse des mois de juin et juillet a causé des variations importantes dans les stocks de nitrates pour cette période. Ces variations se sont atténuées entièrement en août, alors que les précipitations ont été plus proches des normales saisonnières. À ce moment, les nitrates transportés en profondeur au travers des macropores dès le début de la saison sont sans doute alors lessivés hors du profil à la faveur d'une infiltration plus abondante.

Implications pour l'eau souterraine

Les concentrations en nitrates dans l'eau interstitielle présentées dans ce rapport correspondent à une profondeur voisine de 1 m, profondeur à laquelle on considère généralement que les processus du cycle de l'azote (prélèvement par les plantes, dénitrification, immobilisation, ...) sont à peu près inactifs à cause des faibles teneurs en carbone organique et en oxygène. L'eau qui passe cette profondeur avec une certaine charge en nitrates rejoint donc l'eau souterraine avec cette même charge. Les résultats mesurés et ceux simulés indiquent que le contenu en nitrates de cette eau excède la norme de 10 mg N-NO_3/l à plusieurs reprises durant l'année, et présente donc un risque important de contamination de la nappe.

Figure 18: Sensibilité des concentrations simulées au type de sol et à la dose appliquée



9.3 Exemple de sensibilité du logiciel AgriFlux

Des simulations ont été réalisées pour trois sols de types argileux, limoneux et sableux, et en utilisant trois doses de fertilisation au lisier de 20, 50 et 100 m^3/ha (les autres paramètres sont ceux des simulations précédentes pour le site de St-Augustin). Comme le résultat de la figure 18 le montre, les concentrations en nitrates de l'eau à 1,5 m de profondeur varient de façon importante en fonction de ces deux paramètres. Ceci montre la sensibilité du modèle à la variation de ces paramètres d'entrée.

Au site de St-Augustin, une application de 30 m^3/ha de lisier a été réalisée sur une sous-parcelle à l'été 1991. Les concentrations moyennes observées sur ce site à la profondeur de 1,5 m peuvent ainsi être comparées avec les résultats précédemment obtenus avec le modèle pour l'ensemble de scénarios de doses et de types de sol. La concentration moyenne mesurée sur le site est d'environ 3,5 mg/l. Le report de cette concentration dans le graphique montre la bonne conformité des résultats du modèle pour ce scénario de dose et type de sol (texture d'un loam sableux proche du sable). Ceci tend à confirmer que le modèle simule bien la réalité puisque les concentrations mesurées et calculées sont du même ordre de grandeur alors que le modèle montre une grande sensibilité pour deux des paramètres impliqués.

D'autres tests d'application complets sont en cours, réalisés par l'équipe de développement et par d'autres groupes de recherche. De même, une analyse de sensibilité complète sera réalisée prochainement sur l'ensemble des paramètres utilisés par le modèle. Ces tests scientifiques donneront lieu à des publications.

10. LIMITES ACTUELLES D'AGRIFLUX ET DÉVELOPPEMENTS FUTURS

La structure modulaire d'AgriFlux est constituée de manière à pouvoir aisément recevoir des améliorations et de nouveaux modules. La mise à jour des modules et de l'outil est prévue en fonction de l'avancée des connaissances. Deux modules sont déjà envisagés, PestiFlux qui tiendra compte du devenir des pesticides dans le sol et les eaux, et le module PhosFlux qui portera sur le devenir du phosphore. Il pourra en être ainsi pour d'autres nouveaux modules portant sur le potassium, sur l'érosion, etc.

Des améliorations de la version actuelle (1.0) d'AgriFlux sont déjà envisagées. Ces améliorations porteront sur les modules HydriFlux (1.0) et NitriFlux (1.0). Ces améliorations, qui devraient faire l'objet des prochaines versions de ces modules, sont:

Module HydriFlux:

- influence du travail du sol sur l'infiltration et le ruissellement;
- prise en compte de la capillarité;
- prise en compte de la macroporosité;
- calcul de l'exportation par ruissellement en fonction de la pente du terrain;
- possibilité d'utiliser les valeurs de précipitations journalières lorsque connues;
- possibilité d'entrer les valeurs initiales de contenus en eau lorsque connues.

Sous-module Racine:

- croissance racinaire non-linéaire (représentation par une double exponentielle);
- gestion du déficit en eau (et éventuellement en azote) pour la croissance des plants;
- possibilité de cultures associées déclarées indépendamment.

Sous-module Température:

- amélioration du calcul de la température du sol (solution continue).

Module IrriFlux (nouveau module relié à HydriFlux):

- gestion de l'irrigation de surface en tenant compte des périodes de déficit en eau;
- irrigation souterraine par drainage contrôlé (contrôle du rabattement de la nappe).

Module NitriFlux:

- influence du travail du sol sur le cycle de l'azote (processus aérobie/anaérobie);
- pertes d'azote sous forme adsorbée avec l'érosion et le ruissellement.

11. CONCLUSION

11.1 Synthèse des activités du projet

Ce projet visait le développement d'un outil d'évaluation qui prenne en compte les caractéristiques du milieu naturel québécois et la nature des fumiers et lisiers. L'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines et superficielles à la contamination par l'azote devait être faite en tenant compte du cheminement et de l'évolution dans le sol des différentes formes azotées provenant des fumiers. Durant l'avancée du projet, la méthodologie prévue a été ajustée pour prendre en compte d'une part l'état et les progrès des connaissances scientifiques et techniques, et d'autre part les remarques et suggestions formulées par le comité de suivi. Tout ce qui avait été prévu dans la proposition initiale a cependant été réalisé de même que de nombreux autres points non prévus initialement.

Une revue bibliographique a porté sur la problématique de la contamination des eaux souterraines par les composés azotés. Au travers de la littérature récente, nous avons fait le point sur cette problématique, défini la notion de vulnérabilité des eaux associée aux risques de contamination, étudié les différents processus et facteurs affectant les composés azotés dans le sol (i.e. le transport des solutés et le cycle de l'azote), et effectué une revue des approches de modélisation et des modèles existants. Comme on a pu le constater, la contamination des eaux par les nitrates est un problème croissant dans tous les pays. Au Québec, où les cas y sont de plus en plus nombreux, on a pu identifier parmi les différentes sources de la contamination que les fumiers et lisiers d'élevage épandus sur les champs agricoles constituaient un risque important pour la qualité des eaux.

Ainsi, une préservation de la qualité de cette ressource consiste à définir la vulnérabilité de ce système comme toute pénétration de contamination à des concentrations excessives, relativement aux normes. L'utilisation d'un outil de gestion efficace, capable de prédire les niveaux de concentrations pouvant atteindre les ressources d'eaux souterraines et superficielles, devient alors le moyen idéal pour la préservation de la qualité des ressources, tout en maintenant l'utilisation-valorisation des fumiers et lisiers en agriculture. Le nombre et la complexité des processus régissant le devenir de l'azote dans le sol, et le nombre des facteurs influençant celui-ci, nécessite que l'outil de gestion puisse les prendre en considération dans l'évaluation des quantités d'azote exportées. Ainsi, la modélisation mathématique semble être le seul outil capable de réaliser cette évaluation sur une base physique de simulation de la réalité.

Parmi les différentes approches de modélisation étudiées, on peut distinguer des modèles mathématiques complexes, reproduisant avec une très grande fiabilité les moindres processus. Ces modèles sont malheureusement difficiles à mettre en oeuvre du fait du nombre très élevé de paramètres qui leur est nécessaire, et des techniques

mathématiques qui nécessitent généralement l'intervention de spécialistes de la modélisation pour les appliquer. Ces modèles qui demandent des temps de calcul très élevés sont spécifiquement destinés à des objectifs de recherche et s'appliquent difficilement à une approche de gestion. A l'opposé, quelques rares expériences de modélisations développées et appliquées à un contexte de gestion ont montré qu'une simplification et une adaptation de ces modèles pouvaient en faire des outils puissants et précieux pour l'évaluation des risques de contamination.

Les recherches menées ont ensuite consisté en une vérification du potentiel d'application de la modélisation mathématique à l'évaluation des risques de contamination dans le contexte climatique et agricole québécois. Une campagne de terrain a préalablement permis de déterminer certains paramètres entrant dans le modèle et d'établir les concentrations en nitrates et en ammonium percolant dans le sol. L'application du modèle a ensuite été réalisée dans une optique de gestion en utilisant, pour une partie des paramètres d'entrées, des valeurs typiques de la littérature. La concordance entre les concentrations en nitrates simulées et observées est bonne au cours de la période étudiée et les différences observées peuvent être aisément expliquées. L'application du modèle utilisée à des conditions réelles de culture au Québec a montré la qualité des résultats qui peuvent être obtenus à l'aide d'un tel outil. De plus, ceci a montré l'importance d'un tel outil dans l'évaluation des risques de contamination des eaux souterraines. Cependant, la complexité du modèle utilisé et le nombre élevé de paramètres, ainsi que leur difficulté d'acquisition, ne permettent pas d'entrevoir une utilisation intensive et pratique de ce type d'outil plutôt destiné à la recherche. Il est donc nécessaire de développer un outil d'évaluation dont l'utilisation puisse être aisée, et dont l'acquisition des paramètres soit facilement réalisable, surtout sur la base d'une utilisation intensive. Un outil de gestion répondant à ces critères doit être nécessairement basé sur les processus conditionnant le devenir de l'azote dans le sol. Il doit par contre négliger tous les processus et paramètres dont l'influence est négligeable, afin de faciliter son utilisation et de limiter le nombre de paramètres nécessaires à son fonctionnement.

En deuxième lieu, on a testé l'importance de différents facteurs sur la distribution spatiale et temporelle des concentrations dans le sol. Ce volet a considéré l'influence, sur les concentrations en nitrates dans l'eau et dans le sol, des différents facteurs que sont le type de sol, le type et la dose de fertilisant, et la technique d'échantillonnage. La variabilité spatiale des valeurs observées est très importante et peut masquer les variations induites par le changement des conditions appliquées (doses et types de fertilisants, types de sols). La granulométrie qui conditionne la perméabilité du sol influence directement les concentrations, au niveau des temps de transport mais aussi des valeurs observées. La présence de macropores et de fentes de dessiccation permet une migration rapide et importante de l'azote vers les couches inférieures. En automne, on remarque une augmentation des concentrations importante, due à l'arrêt de croissance du maïs et à des précipitations abondantes. Dans l'ensemble, une fertilisation plus importante (organique et inorganique) entraîne des concentrations en nitrates supérieures à la fertilisation inorganique seule, surtout à grande profondeur. Mais l'écart des

concentrations observées entre les deux traitements ne reflète pas la différence entre les taux de fertilisant appliqués. De même, les concentrations observées dans le sol aux différentes profondeurs n'apparaissent pas être proportionnelles aux différentes doses appliquées de lisier. Une analyse de variance a en effet montré qu'il n'y a aucune différence significative observable entre les doses appliquées pour les quatre mois suivant l'application. Ceci semble attribuable à la grande variabilité spatiale des processus, à la présence de macropores, et à une adaptation rapide des besoins en azote des microorganismes et des plantes à la quantité d'azote disponible. Les concentrations de nitrates mesurées dans le sol sont deux fois plus élevées que celles observées dans l'eau interstitielle. Cette différence est attribuable au fait que l'eau prélevée par lysimètres est la partie la plus mobile de l'eau totale contenue dans le sol. Un synchronisme de l'augmentation des concentrations dans l'eau et dans le sol est cependant observable graphiquement. Ces investigations ont ainsi principalement montré que la variabilité spatiale des concentrations est très importante, et que la variabilité spatiale des processus et paramètres qui conditionnent ces concentrations doit être prise en compte dans le développement de l'outil d'évaluation.

Finalement, l'analyse de sensibilité d'un modèle mathématique de recherche a permis d'identifier les principaux processus et paramètres qui conditionnent le lessivage de l'azote et qui doivent être nécessairement pris en compte dans l'outil développé. Ce volet a permis d'identifier les paramètres du cycle de l'azote du sol qui conditionnent la fiabilité de la modélisation du lessivage des nitrates. Un seul processus, celui des dépôts atmosphériques, s'est avéré peu utile dans la modélisation, et il peut donc être omis sans que le résultat ne s'en ressente. Le processus de nitrification est un chaînon important dans le cycle de l'azote, mais les paramètres qui le représentent peuvent être évalués approximativement. Par contre, les processus de minéralisation nette, de prélèvement par les plantes et de dénitrification, sont non seulement essentiels pour la modélisation, mais ils utilisent des paramètres nécessitant une évaluation rigoureuse si on veut assurer une certaine précision à l'évaluation du lessivage. Il est toutefois particulièrement difficile de quantifier ces paramètres avec précision à cause surtout des méthodes de mesure compliquées et coûteuses. Quant aux facteurs abiotiques (température et teneur en eau), l'analyse de sensibilité a confirmé leur nécessité dans le cycle de l'azote et souligné que leur influence sur le résultat varie beaucoup selon le climat et le régime hydrologique du site étudié. Ceci a démontré l'importance d'une quantification précise de la majorité des paramètres étudiés pour l'obtention de résultats fiables. Elle a souligné aussi que la plupart des paramètres les plus influents sont relativement difficiles à évaluer. Ceci soulève la nécessité de reconsidérer les représentations physiques et mathématiques utilisées pour ces processus.

11.2 Le logiciel AgriFlux

Après l'établissement des hypothèses et des contraintes de développement, nous avons procédé à l'élaboration du modèle mathématique représentant le bilan en eau (HydriFlux) et celui concernant le bilan en azote (NitriFlux). Ces modèles mathématiques sont basés sur la représentation physique et mathématique des différents processus impliqués dans les cycles de l'eau et de l'azote. Ce sont donc des modèles mécanistes, c'est-à-dire basés sur les mécanismes. Un souci de rationalisation de l'information nécessaire au fonctionnement des modèles a conduit à adopter les représentations présentant le meilleur rendement, c'est-à-dire capables de fournir le meilleur résultat en regard de l'information qui leur est nécessaire. Ainsi, chaque processus hydrique, physique ou bio-chimique a fait l'objet d'une étude et d'un choix centré sur l'adéquation entre la représentation mathématique adoptée et la physique du processus même.

Ceci nous a entre autres conduit à développer quatre approches originales de représentation de processus, dont la qualité et le rendement sont exceptionnels. Ces quatre approches vont d'ailleurs donner lieu à des publications scientifiques dans des revues internationales. Ces quatres approches concernent la génération de précipitations stochastiques, la simulation des températures du sol considérant le climat québécois, la représentation des patrons de densité racinaire des plantes, et finalement la représentation des fonctions de prélèvement d'eau et d'azote par les plantes.

Le modèle NitriFlux a été spécifiquement développé pour prendre en compte les fertilisants organiques d'origine animale (fumiers et lisiers). Il prend en compte de plus tous les autres types de fertilisation inorganiques (engrais chimiques) ou organiques composts). Les modèles mathématiques HydriFlux et NitriFlux calculent les flux d'eau et d'azote correspondant au ruissellement de surface, à la recharge de la nappe d'eau souterraine et au drainage par les réseaux de drains agricoles souterrains. Les résultats fournis sont les flux journaliers d'eau et de nitrates, les flux cumulés d'eau et de nitrates, les concentrations en nitrates des différents flux d'eau, et l'état des réservoirs de carbone et d'azote du sol à une date spécifiée par l'utilisateur. Ces résultats sont des grandeurs directement interprétables et comparables avec des résultats de terrain. Leur interprétation en termes d'évaluation des risques est facile et conduit à des recommandations claires. Les premières applications ont montré des résultats de très bonne qualité et concordant bien avec les observations de terrain. Des tests plus poussés vont être réalisés pour différentes conditions et conduiront à des publications scientifiques.

Les modèles mathématiques ont été intégrés sous la forme du logiciel AgriFlux. Ce logiciel a été développé en langage C (à l'aide de QuickC) sur un interface Windows (QuickCase pour Windows). AgriFlux bénéficie donc de toute la convivialité typique de l'environnement Windows (fenêtres, menu déroulant, etc.). Le développement modulaire d'AgriFlux a été mené de façon à pouvoir facilement intégrer par la suite de nouveaux

modules (tel que PestiFlux pour les pesticides). De plus, de nouvelles améliorations sont déjà prévues et planifiées. Ce logiciel est accompagné d'un manuel d'utilisateur complet suffisant à son fonctionnement et à son apprentissage. AgriFlux (version 1.0) et son manuel sont disponibles sur demande à l'INRS-Eau (CP7500, Ste-Foy, Québec, G1V 4C7, Canada) auprès du professeur Olivier Banton (frais de reproduction et d'envoi de 250$).

11.3 Les utilisations et les utilisateurs types d'AgriFlux

Les utilisations types du logiciel AgriFlux sont:
- la quantification des pertes environnementales des différentes formes de l'azote;
- la comparaison de différents scénarios de fertilisations organiques et inorganiques quant aux doses, dates et types de fertilisation;
- l'évolution interannuelle de l'azote et de la matière organique du sol;
- l'évaluation des bénéfices environnementaux et agronomiques à long terme des rotations culturales;
- l'évaluation des combinaisons sol-culture-fertilisation présentant un potentiel de risques de contamination des ressources aquatiques;
- la délimitation des périmètres de protection des points de captage des eaux superficielles et souterraines;
- la gestion de l'irrigation des cultures;
- l'évaluation des changements climatiques sur les sols, les cultures et la qualité des eaux reliée aux activités agricoles;
- le support pédagogique à la formation des chercheurs, scientifiques, professionnels et techniciens en agronomie, sciences du sol, environnement, sciences de l'eau, etc.

Les utilisateurs types du logiciel AgriFlux sont en conséquence:
- les gestionnaires des ressources en eaux et de leur qualité;
- les conseillers agricoles et les agronomes responsables des plans de fertilisation;
- les planificateurs de l'utilisation du territoire;
- les responsables de la réglementation environnementale et de l'application des règlements et lois;
- les chercheurs en environnement et agronomie;
- les éducateurs et formateurs en environnement et agronomie.

11.4 Recommandations et besoins en recherche et développement

Cette étude a permis d'identifier des besoins et des priorités de recherche et développement concernant la compréhension et la quantification du devenir environnemental de l'azote. Les principales recommandations se dégageant de cette étude sont des besoins de recherche concernant particulièrement:
- la quantification des paramètres de minéralisation, de nitrification et de dénitrification pour les conditions québécoises;
- l'effet des pratiques de travail du sol sur les processus du cycle de l'azote et sur la

dynamique des eaux et des solutés associés;
- le rôle de la macro-porosité et principalement de la macro-structuration des sols argileux sur les écoulements et les pertes environnementales de contaminants agricoles;
- la quantification des pertes par ruissellement et par érosion du sol (rejoignant les préoccupations concernant le phosphore et les pesticides);
- l'effet des cultures associées (cultures mixtes, d'inter-rangs ou d'automne) sur le cycle et la dynamique de l'azote.

12. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CONSULTÉES

ADDISCOTT, T.M. et WAGENET, R.J., 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. J. Soil Sci. 36:411-424.

AFEQ, 1984. Guide de fertilisation. Association des Fabricants d'Engrais du Québec. Montréal, Québec.

ALBERTS, E.E., BURWELL, R.E. et SCHUMAN, G.E., 1977. Soil nitrate-nitrogen determined by coring and solution extraction techniques. Soil Sci. Soc. Am. J., 41:90-92.

ALEXANDER, M., 1950. Introduction to Soil Microbiology. John Wiley and Sons, Inc., N.Y.

ALEXANDER, M., 1961. Introduction to soil microbiology. New York. Ed. John Wiley and Sons Inc. 472 p.

ALLER, L., T. BENNETT, J.R., LEHR, R.J. PETTY, 1985. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. Rapport EPA/600/2-85/018, US Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma, USA.

ALVENÄS, G., 1991. Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Soil Science. Uppsala, Suède. Communication personnelle.

ANDERSON, O.E., 1960. The effect of low temperature on nitrification of ammonia in Cecil Sandy Loam. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 24: 286-289.

ANDERSON, D.E., E.R. PURVIS, 1955. Effects of low temperature on nitrification of ammonia in soils. Soil Sci., 80: 313-318.

ANIMAL MANURE MANAGEMENT COMMITTEE, 1979. Canada Manure Management Guide, Publ. 1534, Agriculture Canada, Ottawa.

ANDRÉN, O., LINDBERG, T., BOSTRÖM, U., CLARHOLM, M., HANSSON, A.-C., JOHANSSON, G., LAGERLÖF, J., SCHÜRER, K., SOHLENIUS, B. ET WIVSTAD, M., 1990. Organic carbon and nitrogen flows. Dans: "Ecology of Arable Land - Organisms carbon and nitrogen cycling". Ed. Andrén, O., Lindberg, T., Paustian, K. et Rosswall, T. Stockholm, Suède. Ecological Bulletins 40:85-126.

ARDACANI, M.S., R.K. SCHULZ, A.D. McLAUREN, 1974. A kinetic study of ammonium and nitrite oxidation in a soil field plot. Soil Sci. Soc. Amer. J. 38:273-277.

BACHMAN, L.J., 1984. Nitrate in the Columbia aquifer, Central Delmarva peninsula, Maryland. WRI Report 84-4322. U.S. Geol. Surv., Tuwson, MD., 51 pp.

BAES, C.F. et R.D. SHARP. 1983. A proposal for estimation of soil leaching constants for use in assessment models. J. Env. Qual. 12:17-28.

BAKER, J.L., 1981. Agricultural areas as nonpoint sources of pollution. In: M.R. OVERCASH and J.M. DAVIDSON (Eds.), Environmental impact of nonpoint source pollution, Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI, 449 pp.

BAKER, J.L., CAMPBELL, K.L., JONHSON, H.P., J.J. HANWAY, 1975. J. Environ. Qual., 4(3): 406-412.

BANTON, O., P. LAFRANCE, R. MARTEL et J.-P. VILLENEUVE. 1992. Planning of soil-pore water sampling campaigns using pesticide transport modeling. Ground Water Monit. Rev. 12(3):195-202.

BANTON, O., M. LAROCQUE, F. SURATEAU et J.P. VILLENEUVE. 1993. AgriFlux: Logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'usager. Rapport scientifique INRS-Eau no. R-380. Ste-Foy, Qc.

BANTON, O., J.P. VILLENEUVE, 1989. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides: A comparison of the agricultural DRASTIC index with PRZM leaching concentrations. J. Contaminant Hydrol. 4: 285-296.

BARIL, R.W., 1974. Carte pédologique de la station agronomique de St-Augustin. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval. 1 carte, échelle: 1:3600.

BARRACLOUGH, D., 1989. A usable mechanistic model of nitrate leaching. I. The model. J. of Soil Science, 40: 543-554. II. Application. J. of Soil Science, 40: 555-562.

BEAR, J. 1988. Dynamics of fluids in porous media. Dover publications, Inc. New York, NY.

BENES, V., 1986. Movement of agrochemicals in the unsaturated and saturated zones. In: J. VRBA, E. ROMJIN (Eds.), Impact of agricultural activities on grounwater. vol. 5, IAH, UNESCO, IUGS., pp.

29-87.

BENOIT, G.R., W.J. GRANT, J. BORNSTEIN, P. HEPLER, 1989. Carbon and nitrogen levels in a subsurface drained silty clay soil. Trans. ASAE, 32: 559-563.

BERG, P. et ROSSWALL, T., 1985. Ammonium oxidizer number, potential and actual oxidation rates in two Swedish arable soils. Biol. Fert. Soils 1:131-140.

BERGSTRÖM, L. et BRINK, N., 1986. Effects of differentiated applications offertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. Plant and soil, 93:333-345.

BERGSTRÖM, L. et JOHANSSON, R., 1991. Leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. J. Environ. Qual., 20(4): 801-807.

BEVEN, K. et GERMANN, P., 1982. Macropores and water flow in soils. Water Resources Res., 18:1311-1325.

BERNARD, C., 1985. Contrôle de la pollution agricole diffuse. Sci. Tech. Eau, 18: 374-379.

BERNHARD, C., C. SCHENCK, L. ZILLIOX, 1985. Les nitrates dans les eaux souterraines du Ried Central de l'Ill. Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau, 80: 295-304.

BHAT, Z.K.S., T.H. FLOWERS, J.R. O'CALLAGHAN, 1980. A model for the simulation of the fate of nitrogen in farm wastes on land application. J. Agric. Sci. Camb. 94:183-193.

BLACK, C.A., 1968. Crop yields in relation to water supply and soil fertility. In: W.H. PIERRE et al. (Eds.), Plant environment and efficient water use, Am. Soc. Agron., Madison, WI, pp.177-206.

BOLT, G.M., A.R.D. JANSE et F.F.R. KOENIGS. 1966. Basic elements of soil chemistry and soil physics II: Soil physics. Wageningen.

BOLTON, E.F., J.W. AYLESWORTH, F.R. HORE, 1970. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil. Can. J. Soil Sci., 50: 275-279.

BOORMAN, C.V., 1977. Land application of swine waste residue for integrated crop production. In: R. LOEHR (Ed.), Food fertilizer and agricultural residues, Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI, pp. 605-620.

BORG, G.C., P.E. JANSSON, B. LINDEN, 1990. Simulated and measured nitrogen conditions in a manured and fertilised soil. Plant and Soil. 121: 251-267.

BOUWER, H. et van SCHILFGAARDE. 1963. Simplified method of predicting fall of water table in drained land. Trans. ASAE. 6(4):288-291.

BOWER, C.A., 1974. Quality of drainage waters. In: J. VAN SCHILFGAARDE (Ed.), Drainage for agriculture, Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No. 17, Madison, WI, pp. 471-487.

BRANDT, M. 1990. Simulation of runoff and nitrate transport from mixed basins in Sweden. Nordic Hydrology, 21:13-34.

BRESLER, E., A. LAUFER, 1974. Simulation of nitrate movement in soils under transient unsaturated flow conditions. Israel J. Agric. Res., 23: 141-153.

BROWN, R.L., L.A. BECK, 1989. Subsurface drainage agriculture in California's San Joaquin Valley. In: M.E. HUNTLEY (Ed.), Biotreatment of agricultural wastewater, CRC Press, Inc., Boca Raton, FA, pp. 1-13.

CAMARON, K.C. et HAYNES, R.J., 1986. Retention and movement of nitrogen in soils. Dans "Mineral nitrogen in the plant-soil system". Academic Press. pp. 166-241.

CAMERON, K.C., A. WILD, 1984. Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the plowing of temporary grassland. J. Environ. Qual., 13: 274-278.

CAMPBELL, C.A., W.S. FERGUSON, F.G. WARDER, 1970. Winter changes in soil nitrate and exchangeable ammonium. Can. J. Soil Sci., 50: 151-162.

CAMPBELL, G.S. 1991. Simulation of water uptake by plant roots. Dans: Modeling plant and soil systems. Ed. J. Hanks et J.T. Ritchie. ASA, CSSA et SSSA. Madison, WI.

CANTER, L.W., 1986. Water and soil impacts. In: Environmental impacts of agriculture production activities, Lewis Pub. Inc., N.Y., pp. 87-166.

CARSEL, R.F., C.N. SMITH, L.A. MULKEY, J.D. DEAN et P. JOWISE. 1984. Users manual for the pesticide root zone model (PRZM). U.S. Environmental protection agency. Athens, GA.

CARTER, D.L., J.A. BOUNDURANT, C.W. ROBBINSON, 1971. Water-soluble N-NO_3-nitrogen, PO4-

phosphorus, and total salt balances on a large irrigation tract. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35: 331-335.

CAUSSADE, B., M. PRAT, 1984. Simulation de l'impact de produits réactifs dans les sols - cas de l'azote. J. Hydrol., 73: 89-104.

CHAMBERLAND, E., 1976. Evolution des nitrates dans quelques systèmes sol-eau du Québec. Can. J. Soil Sci., 56: 257-269.

CHAPDELAINE, M.C., 1992. Contamination des eaux souterraines par les nitrates. Mémoire de Maîtrise, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 80 pp.

CLARK, T.H. et GLOBEMSKY, Y., 1973. Portneuf et partie de St-Raymond et de Lyster, comtés de Portneuf et de Lobinière, R.G.-148; Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 100 pp.

CHO, C.M., 1971. Convective transport of ammonium with nitrification in soil. Can. J. Soil Sci, 52:339-350.

CLARK, E.C., N.B. RICHARDSON, 1986. Agriculture not sole culprit. Solutions, 30: 32-36.

CLUIS, D, D. COUILLARD, 1987. Sciences et Techniques de l'Eau, 20(4): 311-317.

CONCARET, J., J. DE CRECY, 1989. Composition des eaux de drainage. Resultats experimentaux. Soil Technol., 2: 185-203.

COTE, D., 1982. La régie des épandages de fumier en rapport avec les propriétés physiques et hydrodynamiques des sols. Rapport Ministère de l'Agriculture du Québec, Service de recherche en sols. 1982-03-08. 12pp.

CPVQ, 1976. Drainage souterrain, Information Générale. Conseil des Productions Végétales du Québec, Ministère de l'Agriculture du Québec. Montréal, Québec, 37 pp.

CPVQ, 1984. Drainage souterrain; Cahier de normes. Conseil des Productions Végétales du Québec, Montréal, Québec, 37 pp.

CWPU, 1977. Water resources with particular reference to groundwater. Reading Bridge House, RG1 8 ps, UK.

DE BECKER, E., 1989. Impact de l'activité humaine sur la contamination azotée des eaux souterraines. Tribune de L'Eau, 41: 25-29.

DEVITT, D., J. LETEY, L.J. LUND, J.W. BLAIR, 1976. Nitrate-nitrogen movement through soil as affected by soil profile characteristics. J. Environ. Qual., 5: 285-288.

DE VRIES, W., KRAGT, J.F., A. BREEUWSMA, 1987. In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, Proc. No 38, TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Netherland, pp. 491-498.

DE WIT, N.H.S.M., W. BLEUTEN, 1987. In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, o.p., pp. 709-716.

DIONNE, J.L., 1978. Les engrais chimiques et la qualité de l'environnement. Science Agriculture Québec, Conseil des Productions Végétales du Québec (CPVQ), Montréal, Québec, pp. 11-19.

DIXON, W.J., 1986. Extraneous values. Dans "Soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods". Agronomy monograph no.9. ASA-SSSA. pp. 83-90.

DUCHEMIN, J., J. DUFILS, M. PARIS, 1988. Nitrates et eaux d'alimentation. Situation en Haute et Basse-Normandie. Techniques, Sciences, Méthodes- L'Eau, 84: 181-190.

DUKE, H.R., D.E. SMIKA, D.F. HEERMANN, 1978. Groundwater contamination by fertilizer nitrogen. J. Irrig. and Drain, Div., ASCE, 104(IR3): 283-291.

EEC, 1980. Council directive on the quality of water for human consumption. Official Issue No. 80/778, EECL229, III European Economic Community, Brussels.

EMOND, C., 1988. Dans: Vers une utilisation raisonnée des ressources, Recueil des exposés du colloque. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec, Canada, pp. 183-218.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1984a. Normales climatiques au Canada. Volume 2. Température. 1951-1980. Service de l'environnement atmosphérique. Publication du programme climatologique canadien.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1984b. Normales climatiques au Canada. Volume 9. Température du sol, évaporation à la surface des lacs, jours de ... 1951-1980. Service de l'environnement

atmosphérique. Publication du programme climatologique canadien.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1984c. Normales climatiques au Canada. Volume 3. Précipitations. 1951-1980. Service de l'environnement atmosphérique. Publication du programme climatologique canadien.

ERICKSON, A.E., B.G. ELLIS, 1971. The nutrient content of drainage water from agricultural land. Michigan Agr. Exp. Sta. Res. Bull. 31, 16 pp.

EVANS, R.O., J.W. GILLIAM, R.W. SKAGGS, W.L. LEMKE, 1987. Effects of agricultural water management on drainage water quality. Proc. 5th National Drainage Symposium, ASAE Publication 07-87, St. Joseph, MI, pp. 210-219.

EVANS, R.O., J.W. GILLIAM, R.W. SKAGGS, 1989. Managing water table management systems for water quality. ASAE Paper No. 89-2129, St. Joseph, MI.

FAO, 1981. Fertiliser Yearbook, vol. 30. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy.

FOSTER, I.D.L., 1981. Modelling nitrate behaviour in a small catchment, East Devon, UK. Agro-Ecosystems, 6: 325-341.

FOSTER, S.S.D., A.H. BATH, 1986. The distribution of agricultural soil leachates in the unsaturated zone of the British Chalk. In: J. VRBA and E. ROMJIN (Eds.), Impact of agricultural activities on groundwater, vol. 5, IAH, UNESCO, IUGS, pp. 271- 284.

FOSTER, S.S.D., A. CANALES, 1988. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en métodos existentes. Organización Mundial de la Salud, Organización Panamericana de la Salud.

FOULHOUZE, R., 1988. Nitrates et eaux d'alimentation. Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau, 83: 4-88.

FRANÇOIS, E., 1987. Agriculture et Environnement. Annales de Gembloux, 93: 173-193.

FREUND, J.R., LITTEL, R.C. et SPECTOR, P.C., 1986. SAS System for linear models. SAS Institute Inc. Cary, N.C., U.S.A.

FREEZE, R.A. et J.A. CHERRY. 1979. Groundwater. Prentice Hall. Englewood Cliffs, N.J. 604 p.

FRISSEL, M.J., J.A. VAN VEEN, 1981. Simulation model for nitrogen immobilization et mineralization. In I.K.Iskandar (Eds.) Modeling waste water renovation by land disposal. John Willey and Sons, NY. p. 359-381.

FRISSEL, M.J., J.A. VAN VEEN, 1982. A review of models for investigating the behaviour of nitrogen in soil. Phil. Trans. R. Soc. London. B296,341-349.

GALINATO, G.J., R.S. KANWAR, J.I. BAKER, R. HORTON, 1986. Soil moisture and NO3-N movement under freezing conditions. ASAE Paper No. 86-2514, St. Joseph, MI.

GALLICHAND, J., R.S. BROUGHTON, J. BOISVERT et P. ROCHETTE. 1992. Simulation of irrigation requirements for major crops in south western Québec. Can. J. Agric. Eng.

GANGBAZO, G. 1991. Effets des événements hydrologiques sur les pertes d'azote et de phosphore suite à l'épandage de lisier de porc. Thèse de doctorat. INRS-Eau.

GANGBAZO, G., J. BUTEAU, 1985. Analyse de la gestion des fumiers dans les bassins versant des rivières Assomption, Chaudière et Yamaska. Environnement du Québec, Envirodoq 850513, 850514 et 850515.

GAMBRELL, R.P., J.W. GILLIAM, S.B. WEED, 1975a. Denitrification of some soils in the North Carolina coastal plain as affected by soil drainage. J. Environ. Qual., 4: 311-316.

GAMBRELL, R.P., J.W. GILLIAM, S.B. WEED, 1975b. Nitrogen losses from soils of the North Carolina coastal plain. J. Environ. Qual., 4: 317-322.

GENG, Q.Z., 1988. Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse de doctorat. École Normale Supérieure des Mines de Paris. Paris, France. 226 p.

GERWING, J.R., A.C. CALDWELL, L.L. GOODROAD, 1979. Fertilizer nitrogen distribution between soil plant and aquifer. J. Environ. Qual., 8: 281-284.

GILLIAM, J.W., R.W. SKAGGS, S.B. WEED, 1979. Drainage control diminish nitrate loss from agricultural fields. J. Environ. Qual., 8: 137-142.

GILLIAM, J.W., R.W. SKAGGS, 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. J. Irrig. and Drain. Eng., ASCE, 112: 254-263.

GLANDON, L.R., L.A. BECK, 1971. Nutrients from tile drainage systems. Water Pollut. Control Res., Series 13030. ELY-5/71-73.

GODWIN, D.C. et C.A. JONES. Nitrogen dynamics in soil-plant systems. Dans:"Modeling plant and soil systems". Ed. J. Hanks et J.T. Ritchie. ASA, CSSA, et SSSA. Madison, WI.

GOUIN, D., 1974. Influence de l'inondation d'un sol sur les bactéries telluriques actives dans le cycle de l'azote. Mémoire de maîtrise. Université du Québec, INRS-Eau. Ste-Foy, Canada. 163 p.

GRAY, D.M. 1972. Principles of Hydrology. Water Information Center, Inc. Plainview, NY.

GRENIER, C., 1986. Guide pour la détermination de périmètre de protection autour des captages d'eau souterraine. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des Eaux Souterraines et de Consommation, Québec.

GRIM, R.E., 1968. Clay mineralogy. MC Graw-Hill Series in Earth and Planetary Sciences.

GUSTAFSON, A., 1988. Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. Acta Agric.Scand. 38:13-23.

HAAN, C.T., D.M. ALLEN et J.O. STREET. 1976. A Markov chain model of daily rainfall. Water Res. Res. 12:443-449.

HAIMES, Y.Y., V. CHANKONG, C. DU (1985) Risk assessment for groundwater contamination: I and II in Computer Application in water resources. Publ. ASCE. New York, pp. 1067-1099.

HALLBERG, G.R., 1989. Nitrate in groundwater in the United States. Dans "Nitrogen management and ground water protection". R.F. Follett éditeur. pp. 35-74.

HALLDIN, S., 1980. SOIL water and heat model. I. Syntheses of physical processes. Acta Universitatis Upsaliensis. Abstract of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science 567, 26 pp.

HANSEN, S., JENSEN, H.E., NIELSEN, N.E. et SVENDSEN H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer Research 27:245-259.

HAYNES, R.J., 1986. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press. 483 pp.

HENIN, S., 1980. Groupe de travail "Activités agricoles et qualité des eaux" Rapport du sous groupe Système de culture, Minist. Agric. et Minist. Environ. Paris, France.

HENIN, S., M. SEBILLOTE, 1981. Fertilisation azotée et risque de pollution. Réflexions sur un modèle. C.R. Acad. Agr. Fr., 67: 60-71.

HESS, P.J., 1986. Groundwater use in Canada, 1981. National Hydrology Research Instutute. Paper No. 28, Inland Water Directorate Bulletin No. 140, Otawa.

HILLEL, D., 1980. "Flow of water in Unsaturated Soil". In: Fundamental of Soil Physics. Academic Press, N.Y., pp.195-232.

HORTON, R. et S.-O. CHUNG. 1991. Soil heat flow. Dans: Modeling plant and soil systems. Ed. J. Hanks et J.T. Ritchie. ASA, CSSA et SSSA. Madison, WI.

IGNAZINI, J.C. 1987. Pratiques de l'agriculture intensive et qualité des eaux. Fertilisants et agriculture, 96: 297-311.

IRWIN, R.W., H.D. AYERS, 1970. Land drainage policies and programs. Can. Agric. Eng., 12: 110-113.

IRWIN, R.W., 1985. On farm drainage policy in Canada. Can. Agric. Eng., 27: 39-42.

JANSSON, P-E., 1980. SOIL water and heat model. II. Field studies and applications. Acta Universitatis Upsaliensis. Abstract of Uppsala Disertations from the faculty of Science 568, 26 pp.

JANSSON, P-E., 1987. Simulated soil temperature and moisture at a clearcutting in central Sweden. Scand. J. For. Res., 2:127-140.

JANSSON, P-E., 1990. Mathematical models for soil moisture dynamics and nitrate leaching - toys for scientist or tools for the decision maker. Dept of Soil Sciences, Swedish Univ. of Agric. Sciences, P.O. Box 7014, 750 07 Uppsala. 9 pp.

JANSSON, P-E. 1991. Simulation model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Suède. 73 p.

JANSSON, P-E., 1991. SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil

Sciences. Uppsala, Suède. 39 p.
JANSSON, P-E. et ANDERSSON, R., 1988. Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. Jour. of Hydro., 99:33-47.
JANSSON, P-E. et GUSTAFSON, A., 1987. Simulation of surface runoff and pipe discharge from an agricultural soil in northern Sweden. Nordic Hydrology, 18:151-166.
JOBIDON, J. 1990. Interdépendance des propriétés physiques des sols dans un modèle de contamination des eaux souterraines par des pesticides. Mémoire de maîtrise #250. INRS-Eau, Ste-Foy. 56 pp.
JOHNSSON, H., 1989. The soil at Mellby experimental field. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of Soil Sciences. Uppsala, Suède. 11 p. non-publié.
JOHNSSON, H., L. BERGSTRÖM, P.-E. JANSSON, K. PAUSTIAN, 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 18: 333-356.
JOHNSSON, H., KLEMEDTSSON, L., NILSSON, A. et SVENSSON, B.H., 1990. Simulation of field scale denitrification losses from soils with grass ley and barley. Soumis à Plant and Soil.
JONES, C.A., W.L. BLAND, J.T. RITCHIE et J.R. WILLIAMS. 1991. Simulation of root growth. Dans: Modeling plant and soil systems. Ed. J. Hanks et J.T. Ritchie. ASA, CSSA and SSSA. Madison, WI.
JURY, W.A. et NIELSEN, D.R., 1989. Nitrate transport and leaching mechanisms. Dans "Nitrogen management and ground water protection". R.F. Follett éditeur. pp. 139-157.
JURY, W.A., 1975. Solute travel times estimates for tile drain fields. II- Applications to experimental studies. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 39: 1024-1028.
JURY, W.A., W.R. GARDNER, P.G. SAFFIGNA, C.B. TANNER, 1976. Model for predicting simultaneous movement of nitrate and water through a loamy sand. Soil Sci., 122:36-43.
KAFKAFI, U., 1973. Nutrient supply to irrigated crops. In: B. YARON et al. (Eds.), Arid zone irrigation, Ecological Studies, vol. 5. Springer-Verlag, N.Y., pp. 177-188.
KALUARACHCHI, J.J., J.C. PARKER, 1988. Finite element model of nitrogen species transformations and transport in the unsaturated zone. J. Hydrol., 103: 249-274.
KANFI, Y., D. RONEN, 1982. Nitrate trends in the Coastal Plain aquifer - Prediction and reality. Water Pollut. Contr. Unit. Isr. Comiss. Rep., 82/1: 6.
KANFI, Y., D. RONEN, M. MARGARITZ, 1983. Nitrate trends in the Coastal Plain aquifer of Israel. J. Hydrol.
KANWAR, R.S., J.L. BACKER, J.M. LAFLEN, 1985. Nitrate movement through the soil profile in relation to tillage system and fertilizer application method. Trans. ASAE, 28: 1802-1807.
KANWAR, R.S., Z. SHAHVAR, J.L. BACKER, 1988a. Use of models to simulate the effects of agricultural practices on nitrate loss with drainage water. Mathematical Modelling, 10: 183-191.
KANWAR, R.S., J.L. BAKER, D.G. BAKER, 1988b. Tillage and split N-fertilization effects on subsurface drainage water quality and crop yields. Trans. ASAE, 31: 453-461.
KEENEY, D., 1986. Sources of nitrate to groundwater. Crit. Rev. Environ. Control, 16: 257-304.
KERSEBAUM, K.C. et RICHTER, J. (1991). Modelling nitrogen dynamics in a plant- soil system with a simple model for advisory purposes. Fertilizer Research 27:273-281.
KNOWLES, R. (1982). Denitrification. Microbiological Reviews 46:43-70.
KRAJENBRINK, G.J.W., 1987. In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, o.p., pp. 601-606.
LAFRANCE, P. et O. BANTON, 1994. Spatial variability of total carbon, total nitrogen and organic matter: Implication in predicting pesticide mobility in soil. soumis à Geoderma.
LANDREAU, A., 1984. Eléments sur les processus de contamination de nappes d'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole. Congrès international sur l'utilisation des eaux souterraines et hydrologie des contaminants, vol. II, Montréal, Québec, pp. 465-473.
LAROCQUE, M. (1992). Identification des paramètres du cycle de l'azote qui conditionnent la fiabilité d'un modèle simulant le lessivage des nitrates. Mémoire de Maîtrise, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 110 pp.
LAROCQUE, M. et O. BANTON. 1994. Determining parameter precision for modeling nitrate leaching: inorganic fertilization in nordic climates. Soil Sci. Soc. Am. J. (sous-presse).

LAVOUX, TH., 1987. La pollution nitratée. Les politiques menées en RFA, au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau, 82: 100-103.

LEEDS-HARRISON, P.B., SHIPWAY, C.J.P., JARVIS, N.J. et YOUNG, E.G. (1986). The influence of soil macroporosity on water retention, transmission and drainage in a clay soil. Soil use and man,2: 47-50.

LEGG, J.O. et MEISINGER, J.J. (1982). Soil nitrogen budgets. Dans "Soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods". Agronomy monograph no.9. ASA-SSSA. pp. 503-566.

LETEY, J., J.W. BLAIR, D. DAVIT, L.J. LUND, P. NASH, 1977. Nitrate-nitrogen in effluent from agricultural tile drains in California. Hilgardia, 45: 289-319.

LINDEN, D.R., C.E. CLAPP, W.E. LARSON, 1984. Quality of percolate water after treatment of municipal wastewater effluent by a crop irrigation system. J. Environ. Qual., 13: 256-264.

LINSLEY, R.K., M.A. KOHLER et J.L.H. PAULHUS. 1975. Hydrology for engineers. 2ième édition. McGraw-Hill.

LOWRANCE, R.R., R.L. TODD, L.E. ASMUSSEN, 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. J. Environ. Qual., 13: 22-26.

LOWRANCE, R.R., R.L. TODD, L.E. ASMUSSEN, 1984b. Nutrient cycling in an agricultural watershed. II. Streamflow and artificial drainage. J. Environ. Qual., 13: 27-32.

MACKENZIE, A.J., F.G. VIETS, 1974. Nutrients and other chemicals in agricultural drainage waters. In: J. VAN SCHILFGAARDE (Ed.), Drainage for agriculture, Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No.17, Madison, WI, pp. 489-508.

MADISON, R.J., J.O. BRUNETT, 1985. Overview of the occurrences of nitrates in groundwater of the United States. USGS, Water Supply Paper 2275, pp. 93-105.

MAGETTE, W.L., R.A. WEISMILLER, J.S. ANGLE, R.B. BRINSFIELD, 1989a. A nitrate groundwater standard for the 1990 farm bill. J. Soil and Water Conservation, 44: 491-494.

MAGETTE, W.L., A. SHIRMOHAMMADI, B.V. LESSLEY, R.A. WEISMILLER, 1989b. Managing groundwater quality in relation to agricultural activities. Water Res. Bull., 25: 599-606.

MARIOTTI, A., 1982. Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences Naturelles, Univ. Pierre et Marie Curie, Paris, France.

MARIOTTI, A., 1986. La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification: Une revue. J. Hydrol., 88: 1-23.

MARTIN, D., G. JENNINGS, J. SCHEPERS, 1988. Modeling irrigation and nitrogen management. In: D.R.Hay (Ed.) Planning now for irrigation and drainage in the 21st century. Irrigation and Drainage Div. of ASCE, NY.

MASSE, J., 1981. Les élevages intensifs et la pollution des sources d'eau potable. Conférence de l'Ordre des médecins vétérinaires du Québec. Montréal. 22p.

McCUEN, R.H. (1973). The role of sensitivity analysis in hydrologic modeling. Hydrology 18:37-53.

MENVIQ, Ministère de l'Environnement du Québec (1990). Rapport de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides. Partie 3, Sciences atmosphériques. Québec, Canada.

MEHRAN, M., K. TANJI, 1974. Computer modeling of nitrogen transformations in soils. J. Environ. Qual., 3: 391-396.

MEIER, W., R. MULL, 1989. Nitrate in groundwater. In: Groundwater Management. Quantity and Quality, IAHS Publ. no. 188: 181-190.

MILLER, M.H., 1979. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. J. Environ. Qual., 8: 42-48.

MILLER, R.D., 1980. Freezing phenomena in soils. In: D. HILLEL (Ed.), Applications of soil physics, Academic Press, N.Y., pp. 254-299.

MILLER, P.L., A.F. MAC KENZIE, 1978. Effects of manures, ammonium nitrate and 5-coated urea on yield and uptake of N by corn in soils in southern Québec. Can. J. Soil Sci., 58: 153-158.

MILLER, R.D., D.D. JOHNSON, 1964. The effect of soil moisture tension on carbon dioxide evolution, nitrification and nitrogen mineralisation. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 28: 644-647.

MILLS, J.G., M.A. ZWARICH, 1982. Movement and losses of nitrate following heavy applications of sewage sludge to a poorly drained soil. Can. J. Soil Sci., 62: 249-257.

MILLY, P.C.D., 1982. Moisture and heat transport in hysteritic in homogeneous porous media. A metric head-based formulation and a numerical model. Water Resour. Res., 18: 489-498.

MIMOUNI, O., B. CHIBANE, 1989. Predicting nitrate pollution of Mitidja Plain groundwater (Northern Algiers- Algeria). Environ. Software, 4: 136-141.

MISRA, C.D., D.R. NIELSEN, J.W. BIGGAR, 1974. Nitrogen transformation in soil during leaching: I, II et III. Soil Sci. Am., Proc., 38:289-304.

MUSY, A. et M. SOUTTER. 1991. Physique du sol. Presses polytechniques et universitaires romandes. Lausanne, Suisse.

NEETESON, J.J., D.J. GREENWOOD, A. DRAYCOTT, 1989. Model calculation of nitrate leaching during the growth period of potatoes. Nether. J. Agric. Sc. 37:237-256.

NEWBOLD, P., 1989. The use of nitrogen in agriculture. Where do we go practically and ecologically ?. Plant and Soil, 115: 297-311.

NIELSEN, D.R., J.W. BIGGAR, P.J. WIERENGA, 1982. "Nitrogen transport processes in soil". In: F.J. STEVENSON (Ed.), Nitrogen in Agricultural Soils, Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No. 22, Madison, Wis., pp.423-448.

NOVOTNY, V., G. CHESTERS, 1981. Interaction of polluants with soil. In: Handbook of nonpoint source pollution, Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 221-264.

NUTMAN, P.S., 1965. Symbiotic nitrogen fixation. In: Bartholomew V. and F.E. Clark (Eds.) Soil nitrogen. Agron. Series No 10. Am. Soc. Agron. Madison.

OLSON, R.V., 1980. Fate of tagged nitrogen fertilizer applied to irrigated corn. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 44: 514-517.

OWENS, L.B., 1987. Nitrate leaching losses from monolith lysimeters as influenced by nitrapyrin. J. Environ. Qual., 16: 34-38.

PAGEAU, E. (1975). Etude pédologique du comté de Dorchester. Ministère de l'agriculture, Québec, Division des sols.

PARNAS, H. (1975). Model for decomposition of organic material by microorganisms. Soil Biol. Biochem. 7:161-169.

PAUL, E.A. et CLARK, F.E. (1988). Soil microbiology and biochemistry. San Diego, Californie. Ed. Academic Press Inc. 273 p.

PAVELIS, G.A., 1987. Drainage development, area, investiment and capital values. In: USDA Bulletin, chap. 8; From drainage in the United States; History, status and prospects.

POWER, J.F., J.S. SCHEPERS, 1989. Nitrate contamination of groundwater in North America. Agriculture, Ecosystems and Environment, 26: 165-178.

PRATT, P.F. (Ed.), 1978. Management of nitrogen in agriculture, Proceedings. Departement of Soils and Environment Science, University of California, National Conference, May 15-18, Riverside, CA.

PRAT, M. 1982. Simulation théorique du transport de produits réactifs dans les sols. Cas de l'azote dans les relations bassin versant-rivière. Thèse de Docteur Ingénieur, Inst. Nat. Polytechn. Toulouse, France.

PYE, V.I., R. PATRICK, 1983. Groundwater contamination in the United States. Science, 221: 713-718.

PYE, V.I., R. PATRICK, J. QUARLES, 1983. Groundwater contamination in the United States. Univ. of Pennsylvania Press, Philadelphia, PA.

RAMON, S., 1987. Les nitrates, une nouvelle menace pour la nappe d'Alsace. Techniques, Sciences, Méthodes-L'Eau, 82: 104-110.

RAO, P.S.C.; DAVIDSON, J.M., R.E. JESSUP, 1984. Simulation of nitrogen behaviour in the root zone of cropped land areas receiving organic wastes. In: Frissel et van Veen (Eds.) Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, The Netherlands. p. 81-95.

RAO, P.S.C.; R.E. JESSUP, K.R. REDDY, 1984. Simulation of nitrogen dynamics in flooded soils. Soil Sci., 138:54-62.

RAWLS, W.J. et D.L. BRAKENSIEK. 1982. Estimating soil water retention from soil properties. Proc. ASCE, vol. 108. No. IR2. Juin. pp161-171.

RAWLS, W.J. et D.L. BRAKENSIEK. 1989. Estimation of soil water retention and hydraulic properties. *Dans*: Unsaturated flow in hydrologic modeling theory and practice. H.J. Morel-Seytoux (ed.). Kluwer Academic Publishers. Pays-Bas. pp275-300.

RAYMOND, R., LAFLAMME, G. et GODBOUT, G. (1976). Pédologie du comté de Portneuf, Québec. Ministère de l'Agriculture du Québec, Direction générale de la recherche et de l'enseignement.

REDDY, K.R., KHALEEL, R. et OVERCASH, M.R. (1980). Carbon transformations in the land areas receiving organic wastes in relation to nonpoint source pollution: Aconceptual model. J. Environ. Qual. 3:434-442.

RICE, C.W., M.S. SMITH, R.L. BLEVINS, 1986. Soil nitrogen avaibility after long-term continuous non-tillage and conventional tillage corn production. Soil Sci. Soc. Am. J., 50: 1206-1210.

RICHARD, T.L., S. STEENHUIS, 1988. Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. J. Contaminant Hydrol., 3: 307-325.

RICHTER, J. 1987. The soil as a reactor. Modelling processes in the soil. Catena Verlag. Cremlingen, Allemage.

RITTER, W.F., K.A. MANGER, 1985. Effects of irrigation efficiencies on nitrogen leaching losses. J. Irrig. and Drain., Div., ASCE, III: 230-240.

RITTER, W.F., A.E.M. CHIRNSIDE, 1983. Impact of land use on groundwater quality in southern Delaware. Ground Water, 22: 38-47.

ROBILLARD, P.D., 1988. Groundwater quality in an intensively farmed region. ASAE Paper No. 88-204, St. Joseph, MI.

ROLSTON, D.E., P.S.C. RAO, J.M. DAVIDSON, R.E. JESSUP, 1984. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots. Soil Sci. 137:270-279.

RONEN, D., Y. KANFI, M. MARGARITZ, 1983. Sources of nitrates in groundwater of the coastal plain of Israel. Water Res., 17: 1499-1503.

RONEN, D., Y. KANFI, M. MARGARITZ, 1984. Nitrogen presence in groundwater as affected by the unsaturated zone. In: B. YARON et al. (Eds.), Pollutants in porous media, Springer-Verlag, N.Y., pp. 223-236.

SCHMIDT, J.W., 1987. A review of remedial measures for groundwater pollution in Canada. Water Pollut. Res. J. Canada, 22: 21-31.

SCOTT, N.R. (Ed.), 1985. Groundwater quality and management. Experiment Station Commitee on Organisation and Policy, Cornell Univ., Ithaca, N.Y.

SELIM, H.M., I.K. ISKANDAR, 1981a. Modeling nitrogen transport and transformations in soils: Theorical considerations. Soil Sci., 131:233-241.

SELIM, H.M., I.K. ISKANDAR, 1981b. "WASTEN: A model for nitrogen behaviour in soils irrigated with liquid waste". In: M.J. FRISSEL, et J.A. VAN VEEN (Eds.), Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems. Pudoc, Wageningen. The Netherlands.

SHADY, A.M. (Ed.), 1989. Irrigation drainage and flood control in Canada. Ministère de l'Agriculture du Canada., 304 pp.

SHARPLEY, A.N., S.J. SMITH, J.W. NANEY, 1987. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. J. Agric. Food Chem., 35: 812-817.

SHIRMOHAMMADI, A., W.L. MAGETTE, R.B. BRINSFIELD, K.R. STAVER, 1987. Grounwater loading of agrochemicals in the coastal plain region. ASAE Paper No. 87-2632, St. Joseph, MI.

SIMARD, G., 1977. Etude hydrogéologique sur la protection des eaux souterraines à St-Roch de l'Achigan, Comté de l'Assomption. Richesses Naturelles, Services des Eaux Souterraines. Rapport No 946, 10 p.

SIMARD, G., M. SYLVESTRE, 1977. Vulnérabilité des ressources en eau souterraine du Québec à la pollution. Rev. Assoc. Qué. Tech. Eau, 15.

SKAGGS, R.W. 1991. Drainage. Dans: Modeling plant and soil systems. Ed. J. Hanks et J.T. Ritchie. ASA,

CSSA and SSSA. Madison, WI.
SKAGGS, R.W., A. NASSEHZADEN-TABRIZI, G.R. FOSTER, 1982. Subsurface drainage effects on erosion. J. Soil and Water Conservation, 37: 167-172.
SKAGGS, R.W., J.W. GILLIAM, 1986. Modeling subsurface drainage and water management systems to alleviate potential water quality problems. In: A. GIORGINI et al. (Eds.), Agricultural non point source pollution: Model selection and application. Developments in Environmental Modelling, 10, Elsevier Sci. Pub., The Netherlands, pp. 295-317.
SKAGGS, R.W., J.W. GILLIAM, 1981. Effect of drainage system dessign operation on nitrate transport. Trans. ASAE, 24: 929-934.
SOIL CONSERVATION SERVICE. 1972. National engineering handbook. USDA-SCS, U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
SOLLEY, W.B., E.B. CHASE, W.B. MANN, 1983. Estimated use of water in the United States in 1980. USGS Circ. 1001. US Geol. Surv., Washington, D.C.
STANFORD, G., M.H. FRERE, -. SCHWANINGER, 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. Soil Science. 115: 321-323.
STANFORD, G. et EPSTEIN, E. (1974). Nitrogen mineralization-water relations in soils. Soil Sci. Sol. Am. Proc. 38:103-107.
STANGEL, P.J., 1984. World nitrogen situation-trends outlook and requirement. In: R.D. HAUCK (Ed.), Nitrogen in crop production, Am. Soc. of Agron., Madison, WI, pp. 23-54.
STAVER, K.R., R.V. BRINSFIELD, W.L. MAGETTE, 1988. Nitrogen export from Atlantic coastal plain soils. ASAE Paper No. 88-2040, St. Joseph, MI.
STEVENSON, F.J. (1982). Origin and distribution of nitrogen in soil. Dans: Nitrogen in agricultural soils. Stevenson,F.J.[Ed.] Agronomy monography no.22. ASA.CSSA.SSSA. 940 pp.
STEVENSON, D.S., G.M. NEILSEN, 1990. Nitrogen additions and losses to drainage in orchand-type irrigated lysimeters. Can. J. Soil Sci., 70: 11-19.
STEWART, B.A., F.G. VIETS, G.L. HUTCHINSON, 1968. Agriculture's effect on nitrate pollution of groundwater. J. Soil and Water Conservation, 22: 13-15.
STREBEL, O., W.H.M. DUYNISUELD, J. BÖTTCHER, 1989. Nitrate pollution of groundwater in Western Europe. Agriculture, Ecosystems and Environment, 26: 189-214.
SYLVESTRE, M., C. GRENIER, 1987. L'eau souterraine, une source à exploiter. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des Eaux Souterraines et de Consommation, Québec.
TANJI, K.K., 1980. Problems in modelling nonpoint sources of nitrogen in agricultural systems. In: M.R. OVERCASH and J.M. DAVIDSON (Eds.), Environmental impact of nonpoint source pollution, Ann Arbor Sci. Pub., Ann Arbor, MI, pp. 165-188.
TANJI, K.K., 1982. "Modeling of the soil nitrogen cycle". In: F.J. STEVENSON (ed.), Nitrogen in Agricultural Soils. Am. Soc. Agron., Agron. Monog. No. 22, Madison, Wis., pp.721-772.
TANJI, K.K., M. MEHRAN, S.K. GUPTA, 1981. Water and nitrogen fluxes in the root zone of irrigated maize. In Frissel et van Veen (Eds.) Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems. Centre for Agric. Publ. and Doc., Wageningen, The Netherlands. p.51-66.
TECHNICON INDUSTRIAL SYSTEMS (1973). "Manuel d'utilisation", Technicon Auto Analyzer II, Industrial method No.154-71W.
THIÉRY, D. 1983. Description du modèle CREACHIM. Note technique SGN/EAU 83-15. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France 53p.
THOMAS, R.G., A. KANDIAH, 1989. Management of grounwater in irrigated agriculture. Water Qual. Bull., 14: 129-134.
THOMPSON, R., 1985. The nitrate issue - A review. Soil Use Manag., 3: 102-104.
TILLOTSON, W.R., C.W. ROBBINS, R.J. WAGENET, R.J. HANKS, 1980. Soil water, solute and plant growth simulation. Utah Agric. Exp. Stn. Bull. 502, Utah State Univ.
TILLOTSON, W.R., R. J. WAGENET, 1982. Simulation of fertilizer nitrogen under cropped simulation. Soil Sci. 133:133-143.
TRÉPANIER, L., 1992. Evaluation de l'applicabilité d'un modèle mathématique simulant le devenir des

nitrates dans les eaux souterraines agricoles. Mémoire de Maîtrise, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec. 176 pp.

UNIDO, 1980. World wide study of the fertilizer industry 1975-2000. Revised document 81. United Nations Industrial Development Organisation, Vienna, Austria.

USEPA, 1985. Healt effects criteria document for nitrate/nitrite. USEPA Criteria and Standards Division, Office of Drinking Water, Washington, D.C.

VACHAUD, G.; M. VAUCLIN, J. COLOMBANI, 1981. Bilan hydrique dans le sud tunisien. I: caracteéristiques expérimentales des transferts dans la zone non-saturée. J. Hydrol., 49:31-52.

VAN DRECHT, G., 1987. In: Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, o.p., pp. 993-999.

VAN GENUCHTEN, M. TH., 1978. Simulation models and their application to landfill disposal siting; a review of current technology. Proc. of 4th annual research symp. EPA 600/9-78/016.

VILLENEUVE, J.P., LAFRANCE, P., BANTON, O., FRÉCHETTE, P. et ROBERT, C. (1988). A sensitivity analysis of adsorption and degradation in the modeling of pesticide transport in soils. Contaminant Hydrology 3:77-96.

WAGENET, R.J., 1980. "Simulation of soil-water and nitrogen movement". In: M.J. FRISSEL, et J.A. VAN VEEN (eds.), Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems. PUDOC, Wageningen, pp.67-80.

WAGENET, R.J., B.K. RAO, 1983. Description of nitrogen movement in the presence of spatially variable soil hydraulic properties. Agric. Water Manag. 6: 227-242.

WAGENET, R.J., J.L. HUTSON, 1987. Leaching Estimation And CHemestry Model (LEACHM). Continuum Water Resource Institut, Ithaca, N.Y., Vol. 2, 80pp.

WAGENET, R.J. et HUTSON, J.L. (1989). LEACHM: Leaching Estimation and Chemitry Model: A process based model of water and solute movement transformation, plant uptake and chemical reaction in the unsaturated zone. Continuum vol 2 Version 2 Water Resources Institute, Cornell University. Ithaca, New York.

WARE, G.W. (Ed.), 1988. Nitrate and nitrite. Rev. Environ. Contamination Toxicol., 107: 117-130.

WATTS, D.G., R.J. HANKS, 1978. A soil-water nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. Sol Sci. Soc. Amer. J. 42:492-499.

WHITE, R.E., 1987. "Leaching". In: J.R. WILSON (Ed.), Advances un nitrogen cycling in agricultural ecosystems. C.A.B. International, Oxon, U.K., pp.193-211.

WHITE, R.E., 1987. Prediction of nitrate leaching from a structured clay soil using transfer functions derived from externally applied or indigenous solute fluxes. Hydrol. 107:31-42.

WHITMORE, A.P., T.M. ADDISCOTT, 1986. Computer simulation of winter leaching losses of nitrate from soils cropped with winter wheat. Soil Use Manag., 2: 27-30.

WIKLANDER, L., 1977. Leaching of plant nutrient in soils. IV- Contents in drainage and groundwater. Acta Agriculturae Scandinavica, 27: 175-189.

WILLRICH, T.L., 1969. Properties of tile drainage water. Completion report project A-013-IA, Iowa State Water Res. Inst., Iowa State University, Ames Iowa, 39 p.

ZAGAL, E. et JOHANSSON, G. (1991). Carbon distribution and mineralization- immobilization of soil nitrogen in barley. Swedish University of Agricultural Sciences. Non publié.

ZUVIA, M., J.M. HETIER, I. LOPEZ, 1988. Modélisation de l'azote sous maïs et prairie de Digitaria. Cahier ORSTROM, sér Pédol., 24:357-359.